



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Szent István Campus

Környezetgazdálkodási agrármérnök MSc. szak

**A cseresznyegarnéla (*Neocaridina denticulata*)
invázióbiológiai vizsgálata a Hejő-patak
vízrendszerében**

Belső konzulens:	Weiperth András Tudományos főmunkatárs
Készítette:	Bérces Fanni J3XDPX Nappali
Intézet:	Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet

**Gödöllő
2023**

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	3
2. Célkitűzések	6
3. Szakirodalmi áttekintés	7
3.1 A biodiverzitás védelme	7
3.2 Biológiai invázió fogalma	7
3.3 Intézkedések a biológiai inváziók megelőzésére	9
3.4 Biológiai inváziók Magyarországon	9
3.5 Példák a Magyarországot érintő akvaticus inváziókból	10
3.6 Termálvizeket érintő biológiai inváziók	11
3.7 Idegenhonos tízlábú rákokkal kapcsolatos problémák	11
3.7.1 Cifrárák (<i>Faxonius limosus</i>)	12
3.7.2 Márványrák (<i>Procambarus virginalis</i>)	13
3.7.3 Vörös mocsárrák (<i>Procambarus clarkii</i>)	13
3.7.4 Ausztrál vörösollósrák (<i>Cherax quadricarinatus</i>)	14
3.7.5 Cseresznyegarnéla (<i>Neocaridina denticulata</i>)	14
3.7.6 A cseresznyegarnéla által hordozott betegségek, paraziták	15
3.8 Inváziós kockázatbecslés	16
4. Anyag és módszertan	18
4.1 Kutatási területek bemutatása	18
4.2 A cseresznyegarnéla és egyéb vizsgált taxonok gyűjtésének módszertana	22
4.3 Környezeti háttérváltozók felvétele és statisztikai értékelése	23
4.4 Parazitológiai vizsgálatok módszerei	24
4.5 Az invázió kockázatbecslés módszertana	24
5. Eredmények	26
5.1 Cseresznyegarnéla terjedése a Hejő-patakban és új észlelései hazánkban	26
5.2 Cseresznyegarnéla szaporodásának vizsgálata a Hejő-patak vízrendszerében	27
5.3 Cseresznyegarnéla hatása a pataki bolharák és a közönséges víziászka gyakoriságára a Hejő-patak vízrendszerében	28
5.4 Cseresznyegarnéla, mint egyes halfajok tápláléka	31
5.5 Parazitológiai vizsgálatok eredményei	32
5.6 Inváziós kockázatbecslése vizsgálatainak eredményei	32
6. Következtetések és javaslatok	34
7. Összegzés	36
Irodalomjegyzék	37
HALLGATÓI NYILATKOZAT	44
TÉMAVEZETŐI NYILATKOZAT	45

1. Bevezetés

Az élőhelyek természetes állapotának megőrzése hozzájárulhat az életközösségek fennmaradásához. A biológiai sokféleség folyamatos pusztulása napjainkban meghatározó, globális problémává nőtte ki magát. A biodiverzitás sérülékenységet érintő kihívásokat környezetvédelmi, társadalmi vagy gazdasági aspektusból is vizsgálhatjuk, hiszen mindegyik terület különböző módokon befolyásolhatja a természetet. Az élővilágot érintő változások, általában antropogén eredetűek és legtöbbször kártékonyak. Ide sorolhatóak a föld túlnépesedéséből, klímaváltozásból vagy akár az ipari mezőgazdaságból származó károsodások és ezek kisebb halmazába sorolandó a biológiai invázió is (Varga 2017; Haraszty 2022).

A természetet érintő inváziók olyan széleskörű változások, amelyeknek a mechanizmusát és következményeit elengedhetetlen vizsgálni, hiszen káros következménnyel lehet az őshonos ökoszisztémákra, egy régió biodiverzitására és ezáltal a természeti erőforrásokra. Ezek a hatások összetett folyamatokon belül zajlanak. Az élőlények a kiinduló természetes környezetükben, nem tekintendők betolakodónak, ellenben ha valamilyen módon tömegesen, agresszívan elszaporodnak a korábbiaktól eltérő területeken, akkor özönfajokká válnak (Varga 2017). Egyes fajokat - emberi tevékenységek által - tudatosan, hasznot remélve telepítettek be, majd azok később megfékezhetetlenül kezdtek teret hódítani. Később felismerték, hogy az invazív fajokat korlátozni kell, ugyanis az adott térségek teljes ökológiai rendszerére jelentenek veszélyt. Az özönfajok jellemzően széles tűrőképességgel, erős szaporodó- és terjedő képességgel bírnak. Hatással lehetnek egy adott élőhely fajösszetételére, csökkentik a biológiai sokféleség stabilitását, rontják az ökológiai szolgáltatásokat és akár környezetvédelmi, gazdasági, egészségügyi károkat is okozhatnak. Az őshonos fajok számára versenytársat jelenthetnek, hiszen a nagy tűrőképességüknek köszönhetően könnyen alkalmazkodnak és kiszorítják az endemikus élőlényeket. A negatív hatások következményeinek megjelenése ma már felgyorsult és ez visszavezethető az élőhelyek leromlására és a globalizációs folyamatokra. Az inváziós fajoknak számos lehetőség áll a rendelkezésükre, hogy megvalósítsák a terjeszkedésüket. A nagy távolságok leküzdéséhez szükségük van más külső tényezőkre, mint terjesztő vektorokra (Lukács et al. 2019; Haraszty 2022).

A biológiai invázió egyik fő vizsgálandó területe a felszíni vizeket érintő hatások és következményeik, ahol az egyik fő terjesztő vektor a hobbi akvaristák. Világszerte népszerű hobbi az otthonokat akváriummal díszíteni, benne káprázatos növényekkel és állatokkal benépesíteni (Duggan 2011). Komoly szaktudást igényel egy akvárium fenntartása, viszont ez sokszor felelőtlen kezek közé kerül.

A díszállat kereskedelem nemzetközi piacán a kereskedők általában import, a világ más kontinenseiről származó akvarisztikai élőlényeket értékesítenek, amelyek a természetbe kiszabadulhatnak, és esetenként invázióssá válhatnak. Az akváriumai szervezetek egzotikus jellegükből adódóan, sokszor speciális takarmányt igényelnek, amelynek az összetevői salakanyagként kiürülnek. A tápanyaggal terhelt szennyvíz kijuthat a természetes vizeinkbe, ahol az élőhelyekben szennyezést okoz. Az idegen jövevényfajok hordozhatnak olyan kórokozókat, amelyek egy adott területen még nem ismertek, ezáltal jelentős károk tudnak okozni. Ennek eredményeképp az egész helyi ökoszisztéma rendszert fenntartó ökológiai folyamatok megzavarodhatnak, esetenként fel is bomlanak. Az elmúlt évtizedekben megfigyelték alapján megállapítható, hogy környezeti szempontból az akvarisztikai kereskedelem jelenlegi formájában egyáltalán nem fenntartható, és jelentős invázióbiológiai veszélyt jelenthet. A biodiverzitás védelmének érdekében számos nemzetközi és hazai jogszabályt próbálnak alkalmazni az akvaristák körében, sajnos sikertelenül (Botta-Dukát et al. 2017, Haraszty 2022).

Diplomadolgozatban a Magyarországon idegenhonos tízlábú rákok (Decapoda), azon belül a négyollós garnélarákok (Caridea) alrendjébe tartozó cseresznyegarnélával (*Neocaridina denticulata*) (1. ábra) egyetlen hazai stabil állományán végzett invázióbiológiai vizsgálatokat kívánom bemutatni. E fajnak nem csak hazai, de nemzetközi szinten is a legfőbb terjesztői a felelőtlen díszállat tartók (Prati et al. in press).

Magyarországon az őshonos tízlábú rákfajok egyre inkább ki vannak téve az ember környezetátalakító tevékenységéből fakadó stresszhatásoknak. Ezek közé tartozik az élőhelyeik átalakítása, felszámolása, lokális klíma átalaktíása, vizek elszennyezése, őshonos és jövevény ragadozó fajok (elsősorban halfajok) telepítése és inváziós tízlábú rákok spontán megjelenése, illetve telepítése. Az idegenhonos tízlábú rákfajok legtöbb esetben olyan biológiai és viselkedési jellegekkel bírnak, hogy őshonos fajokat könnyedén kiszoríthatják (Weiperth et al. 2020a,b) Ennek következtében nem csak természetvédelmi, de jelentős ökológiai kockázatot is jelentenek. Nagytű egyedek ökoszisztéma mérnök fajként az élőhelyek átalakításban is szerepet játszanak. Néhány idegenhonos tízlábú rákfaj akár egy métert meghaladó járatrendszereket hoz létre a partfalakban, vagy a mederben található üledékbe ásnak kisebb járatrendszereket. Ezek a hatások a vízügyi töltéseknél, gátnál jelentős gazdasági kockázatot jelentenek (Mozsár et al. 2021).

Hazánkban három őshonos faj jelenik meg, amelyek természetvédelmi oltalom alatt állnak. Ezek a folyami rák (*Astacus astacus*), kecskerák (*Pontastacus leptodactylus*) és a kövirák (*Austropotamobius torrentium*) (Mozsár et al. 2021). Ugyanakkor az emberi

tevékenységeknek köszönhetően mára 25 idegenhonos tízlábú rákfaj előfordulását írták le hazánk vizeiből, melyek eredetileg Észak- és Közép-Amerikában, Ázsiában és Ausztráliában őshonosak. Az eddig leírt fajok közül mára nyolc idegenhonos rákfaj telepedett meg Magyarország vizeiben. Ezek: a jelzőrák (*Pacifastacus leniusculus*), cifrárák (*Faxonius limosus*), márványrák (*Procambarus clarkii*), a vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii*), kínai gyapjasollós rák (*Eriocheir sinensis*), az ausztrál vörösollós rák (*Cherax quadricarinatus*) mexikói törpe folyamirák (*Cambarellus patzcuarensis*) és a jelen tanulmány szerint a legfontosabb a cseresznye garnéla (*Neocaridina denticulata*) a Floridai kékrák (*Procambarus allenii*), a *Caridina babaulti*, garnéla fajt, két új-guineai *Cherax* fajt, a *C. holthuisi*, *C. snowden*, az óriás sepregető garnélát (*Atyopsis moluccensis*), a Pinokkió garnélát (*Caridina gracilirostris*), amanó garnélát (*Caridina multidentata*) és számos eddig tudományosan még le nem írt *Cherax* faj, illetve egy édes és egy sós/brakkvízhez adaptálódott tarisznyarak egyedeit sikerült kimutatni hazánk vizeiből). (Ludányi et al. 2016; Weiperth et al. 2020a,b; Maciaszek et al. 2021; Mozsár et al. 2021; Blaha et al. 2022).

A „red cherry”, vagy magyar nevén cseresznye garnéla az egyik leggyakoribb magasabb rendű rákfaj, melyet az akvarisztikában árusítanak. Felelőtlen díszállat tartók telepítése miatt Európa szerte invázióssá vált, ezzel gondot okozva egyes őshonos ökoszisztémákban. A fajt először Németországban és Lengyelországban fedezték fel a természetes felszíni vizekben. Napjainkban Magyarországon is több melegvízű élőhelyen megtelepedett, a Hejő-patak vízrendszerében pedig terjed (Weiperth et al. 2019a, Weiperth 2022a). A Kárpát-medencében először Miskolctapolcán, a Hejő-patak vízrendszerében találtak először idegenhonos garnélarákokat 2017-ben. A vízrendszert azóta folyamatosan vizsgálják (Weiperth et al. 2019a, 2020a; Blaha et al. 2022), és az itt zajló kutatásokhoz 2021 év végén csatlakoztam.



1. ábra: Vad színezetű cseresznyegarnélák (forrás: <http5>)

2. Célkitűzések

Diplomadolgozatomban keretében végzett kutatásom célja, hogy a Hejő-patak vízrendszerében kijelölt öt mintavételi ponton egy teljes éven át gyűjtött makroszkopikus vízi gerinctelen és hal minták alapján meghatározzam a cseresznye garnéla szaporodásbiológiai, populációdinamikai és szezonális aktivitását, annak érdekében, hogy:

1. újabb felmérésekkel meghatározzam, hogy első hazai észlelése óta milyen új vizekben jelent meg a faj,
2. ismertessem, hogy milyen hőmérséklet mellett képes a faj még szaporodni a Hejő-patak vízrendszerében,
3. első észlelése óta milyen messzire jutott a faj a termálvízű élőhelyektől,
4. milyen hatással van egyes vízi makroszkopikus gerinctelen taxonok gyakoriságára,
5. milyen mértékben fogyasztják egyes őshonos és idegenhonos halfajok,
6. a cseresznyegarnéla által terjesztett paraziták megtalálhatóak-e más taxonokban is,
7. az előző öt pont eredményei milyen mértékben módosítják a 2017-ben elvégzett inváziós kockázat becslés során kapott értékeket.

3. Szakirodalmi áttekintés

3.1 A biodiverzitás védelme

Napjainkra hazánk valamennyi ökoszisztémájának jelentős kihívásokkal kell megküzdeniük: élőhelyek eltűnése, csökkenése és degradálódása, egyre fokozódó urbanizációs nyomás (pl. Filepné et al. 2022). Emellett megjelentek az idegenhonos, inváziós jövevényfajok, amelyek nagy veszélyt jelentenek a természetes életközösségekre. Az ember pusztító, káros tevékenysége áll a fent említett problémák hátterében. Az antropogén hatások, tájformálások következtében visszafordíthatatlan változások indultak el a világunkban. Ide sorolható az éghajlatváltozás és a számos újabb kihalási hullám. A biológiai invázió a környezetpusztító tetteink következményei közé sorolandó (Lukács et al. 2019).

A biodiverzitás jelentős szerepet tölt be az életközösségek fennmaradásában. Az ökoszisztémák elengedhetetlenek a bolygó egyensúlyának megtartásában, ezáltal mindenki számára egyértelművé kellene válnia, hogy a környezetünk igen fontos szerepet játszik az életünk működésében. Napjainkban az ökológiai sokszínűség globális szinten csökkenő tendenciát mutat. Az elmúlt években az életközösségek megóvására létrehozott törvények és programok kismértékű javulást mutatnak, azonban jelentősebb a hanyatlás (Wang et al. 2023).

Nemzetközileg és az Európai Unió határain belül egyaránt jelentek meg korlátozások a természet védelme érdekében. 1971-ben írták alá a Ramsari egyezményt Iránban, amely a vizes élőhelyek, legfőképpen az ott élő vízimadarak védelméről szól. 1979-ben fogadták el a berni egyezményt, amelyhez Magyarország 1989-ben csatlakozott. A megállapodás célja, hogy a vadon élő növények, állatok, természetes élőhelyeik és veszélyeztetett vonuló-vándorló fajok védelme érdekében az országok között együttműködés legyen. 1992-ben az ENSZ konferenciát rendezett, amelyen a Biológiai Sokféleség Egyezményről folytak a tárgyalások. Hazánk 1995. évi LXXXI. törvénnyel elfogadta az ENSZ által kitűzött kritériumokat. A jogszabály szerint a biológiai sokféleség megőrzésére kell törekedni. Az egyezmény megfogalmaz néhány feladatot, amelyek szerint a részt vevő országoknak oktatni, kutatni, vizsgálni kell a környezeti hatásait a változásoknak, melyek érintik a biodiverzitást (Haraszty 2022).

3.2 Biológiai invázió fogalma

Az emberiség évezredek óta beavatkozik a természetes rendszerek egyensúlyába. A káros antropogén tevékenységeknek és a globalizációnak köszönhetően lehetőség nyílt új fajoknak megtelepedni számukra idegen élőhelyeken, ahol képesek voltak meghonosodni. Az inváziós

fajokra vonatkozó legátfogóbb definíció alapján olyan idegenhonos növény- és állatfajok, melyek egy új területre, földrészre kerülve gyorsan terjednek, nagy területeket hódítva meg, kiszorítva az őshonos fajokat és közösségeket, ezáltal gazdasági, természetvédelmi vagy ember-egészségügyi károkat okoznak. Egy inváziós faj megjelenése és hódítása szándékos vagy véletlen betelepítés következtében történhet. Ha az élőlény terjedni kezd az új élőhelyén, biológiai invázióról beszélünk. A jövevényfajok megjelenése az endemikus, őshonos szervezetekre jelentős hatást gyakorolhat, amely az esetek többségében negatív, így jelentős károkat okozva az ott élő biológiai közösségben (Lukács et al. 2019; Haraszty 2022).

Napjaikban egyre több figyelmet kap mind nemzetközi, mind hazai szinten az inváziós fajok tulajdonságainak és sikerességének vizsgálata. Számos kérdést kell vizsgálni egy faj terjedésével és tulajdonságaival kapcsolatban. A tanulmányok többsége megállapítja, hogy idegenhonos fajok tág tűrőképességűek, ezáltal új környezetben könnyen meg tudnak telepedni. A versenyképességüket növeli, hogy ezek az élőlények legtöbbször gyorsan szaporodnak és nagy a fajon belüli genetikai polimorfizmus. Gyakran nincsenek természetes ellenségeik és általában úgynevezett r-stratégista fajok. A környezet eltartó képességének határait elérve nagyobb halálozási ráta is jellemző az egyes populációkra (Haraszty 2022).

Az inváziós fajok megjelenése három szakaszból áll: bekerülés, megtelepedés és szétterjedés. Az első szakasz az invazív faj megjelenése az őshonos ökológiai rendszerekben, amely lehet behurcolt (antropofitonok) vagy bevándorolt (allochtonok). A második szakasz a megtelepedés szakasza, amely a meghonosodás (naturalizáció) folyamatában a kisebb tűrőképességű fajok kiszelektálódnak, de egyes fajok alkalmazkodnak és megtelepednek. A harmadik szakasz a szétterjedés, amelyben a faj meghonosodott sikeresen, önfenntartó populációkat hoz létre az élőhelyen és beépül az életközösségekbe (Botta-Dukát 2017).

Számos negatív ökológiai és gazdasági és társadalmi következmény származik az inváziós fajok megtelepedéséből, ezek közül az egyik legfontosabb az őshonos fajok eltűnése. Egy új faj felboríthatja a táplálékláncot vagy betegségekkel fertőzheti meg az adott élőhelyet, így veszélybe sodorva az természetes szervezeteket. Létrejöhét kereszteződés egy őshonos és egy jövevényfaj között, ha közeli rokonságban állnak egymással, ennek következtében az endemikus élőlénynek génfertőzés következtében megsemmisülnek az eredeti génjei. Megfigyelhető, hogy egy faj úgy válik invázióssá, hogy önmaga ellenálló a betegségekkel szemben, de az őshonos nem (Botta-Dukát 2017).

3.3 Intézkedések a biológiai inváziók megelőzésére

A biológiai invázió eredményeként az őshonos fajokat kiszorítják az idegenhonos fajok, és az őshonos fajok kihalását eredményezhetik, ezzel megváltoztatva az adott ökoszisztéma biológiai sokféleségét. Az inváziós fajok megjelenése globális probléma, a természetes ökoszisztémákat és környezetüket érintő legjelentősebb tényezőként tartják számon. Kiemelt fontosságú természetvédelmi és gazdálkodási feladat az ellenük való védekezés (Haraszty 2022, [http1](#)).

Számos törvény, jogszabály áll az őshonos fajok és életterük védelmére. 2015. január elsejével lépett hatályba az Európai Unió rendelete, amely szabályozta az idegenhonos, inváziós fajok elleni egységes fellépést (Haraszty 2022, [http2](#)). A rendelet magába foglalja, hogy milyen intézkedést, mely szervezetnek kell végrehajtania. Fontos a folyamatos gyérítés és irtás ahol a természetvédelmi értékek szükségessé teszik ezen élőlények számának csökkentését. A kisállattartók a megunt állataikat, befogadásra alkalmas hobbiállatoknak szánt szökésmentes helyeken kell elhelyezniük, mely hazánkban elsősorban az állatkerteket jelenti. A befogadó központok esetén folyamatosan figyelni és ellenőrizni szükséges az élőlények zárt helyen tartását. Szükséges ellenőrizni kereskedéseket és indokolt az ott dolgozókat tájékoztatni az inváziós fajokról és az aktuális jogszabály változásokról. A lakosságot értesíteni kell az idegenhonos fajok helyzetéről, kiemelt esetben, ha természetvédelmi, gazdasági vagy egészségügyi problémákat okoznak egyes taxonok (Varga et al. 2016).

Az őshonos fajok védelmének érdekében fontos védekezni az inváziós fajok ellen. Az inváziós fajok elleni küzdelemben a megelőzés kulcsfontosságú, ezáltal fontos a szándékos és véletlen behurcolás szabályozása, megakadályozása. Abban az esetben, ha egy idegen faj már megjelent és terjeszkedni kezdett, a legszükségesebb a beavatkozás. Indokolt kockázatelemzés útján megoldást keresni az adott terület kezelési módjaira, amennyiben reális cél lehet a kiirtás, elszigetelés vagy az állományszabályozás (Botta-Dukát 2017).

3.4 Biológiai inváziók Magyarországon

Hazánkban több olyan faj található, amelyről nem is tudnánk, hogy inváziós faj, hiszen napjainkban sok helyen és nagy kiterjedésben megtalálhatóak. Az egyre kiterjedtebb és átfogóbb felméréseknek köszönhetően kijelenthetjük, hogy a szinte valamennyi hazai élőhely típusnak megvan a saját inváziós fajokból álló közössége. Európában 12 000 idegenhonos faj fordul elő, azonban 10-15%-a tekinthető inváziós fajnak (Botta-Dukát 2017). Hazánkban jelentős mennyiségű hódító növény- és állatfaj jelent meg az elmúlt évtizedekben. Az Európai Unió

számára veszélyt jelentő 66 inváziós fajt felsoroló jegyzékéből 33-t már észleltek Magyarországon. Nem készült még becslés a hazánkat érintő inváziós fajok károkozásának nagyságáról, így a szakemberek sem tudják, hogy mekkora mértékű pénzügyi forrásra lenne szükség a pontos és hatékony védekezéshez (Haraszty 2022). Napjainkban már számos hazai és nemzetközi adatbázis segíti a szakembereket és laikusokat tájékozódni az özönfajok felismerésében, ellenben a megelőzés és a hatékony védekezés még több kérdést is felvet, mivel e példák száma még meglehetősen csekély az inváziós fajok kártételéhez képest (Botta-Dukát 2017; Haraszty 2022).

3.5 Példák a Magyarországot érintő akvatikus inváziókból

Magyarországon az invazív vízi növény- hal- és rákfajaink vagy spontán jelentek meg vizeinkben, vagy gazdasági, azaz halászati, horgászati és akvarisztikai céllal telepítették be. A vízi életközösségekre kifejezetten érzékenyen hatnak az emberi tevékenységek, könnyen visszafordíthatatlan károk keletkezhetnek akár csak egy-egy faj betelepítésével. Mára számos felmérés igazolja, hogy a hazánk vizeinkben élő halfajok több mint felét idegenhonos fajok alkotják, amelyeknek 60%-át szándékosan telepítették be halgazdálkodási célból. A külföldről importált vízi élőlények szállítmányai könnyen problémát okozhatnak, hiszen az behozott áruk szennyezettek lehetnek inváziós fajokkal (Nagy et al. 2016; Erős és Vörös 2017; Takács et al. 2017).

Idegenhonos fajok jelentős számban vannak jelen mind a természetes, mind a mesterséges felszíni vizeinkben. Hazánkba a legtöbb idegenhonos fajt szándékosan telepítették be. Élelmiszertermelés (ázsiai pontyfélék), rekreációs (pisztrángsügér) és esztétikai cél (aranyhal) volt a fajok behurcolásának fő oka. A szándékos telepítés során véletlen egyéb fajok, is bekerültek az adott ország vizeibe. Ebből adódóan nehéz megítélni, hogy mely egyedek kerültek a vizeinkbe természetes vagy emberi közvetítő hatásainak köszönhetően. Inváziós fajnak számít hazánkban a fehér (*Hypophthalmichthys molitrix*), a pettyes busa (*Aristichthys nobilis*) és az amur (*Ctenopharyngodon idella*), amelyek élelmiszertermelési célokból kerültek vizeinkbe, azonban hatással vannak a közösség szerkezetére és működésére. Sokszor természetvédelmi területeken, engedély nélkül horgászati célból telepítették a szivárványos pisztrángok (*Oncorhynchus mykiss*). E faj negatívan befolyásolja az őshonos, védett halfaunát és vízi makrogerinctelen közösségeket. Orosz akvaristák hozták be Európába, de hozzánk már a Tisza vízrendszerében spontán terjedéssel jutott el az amurgéb (*Perccottus glenii*). E veszélyes inváziós halfaj a hazai megjelenését követően halszállítmányokkal az ország számos

pontjára eljutott. Az amurgéb inváziója veszélyt jelent a hazai vöröskönyves, fokozottan védett lápi póc (*Umbra krameri*) egyedekre, hiszen ragadozója (Erős és Vörös 2017; Takács et al. 2017).

Az elmúlt pár évtizedben a kedvtelésből tartott, majd elszaporodott és megunt állatok szabadon engedése a legkiemelkedőbb terjedési útvonalnak számít (Weiperth et al. 2020, Blaha et al. 2022, Lipták et al. 2023). Radikálisan növekszik az élő dísznövények és díszállatok kereskedelme, hiszen az internet és a globális piacnak köszönhetően bármelyik kontinensről akadálytalanul megvásárolhatóak. Az akváriumtartás, mint hobbitevékenység igen nagy népszerűségnek örvend. Így kijelenthetjük, hogy napjainkban az akvarisztika tekinthető ebből a szempontból a legnagyobb veszélyforrásnak. Előfordulhat akár, hogy egy akváriumtisztítás útján egy letört kisebb növényi rész, pete, kitartó képlet, vagy egy szabad szemmel nem látható lebegő lárva a csatornarendszeren keresztül a természetes vizeinkbe kerül. A megunt akváriumok és terráriumok teljes tartalma ürül rendszeresen a természetbe, hiszen a felelőtlen állattartók egyszerűen a csatornába öntik (Szendőfi et al. 2018; Haraszy et al. 2022; Lipták et al. 2023).

3.6 Termálvizeket érintő biológiai inváziók

A termál- vagy hőterhelt ipari vizet befogadó élőhelyeken sikeresen megtelepedhetnek a melegkedvelő, sokszor egzotikus jelzővel megjelölt idegenhonos fajok (Szendőfi et al. 2018; Weiperth 2020a,b; Blaha et al. 2022). Évszázados emberi tevékenységnek köszönhetően a természetes termálvízforrások napjaikban a leginkább átalakított vizes élőhelyeknek számítanak. A legtöbb vízi, illetve vizes élőhelyhez kötődő taxon, mint pl. a tízlábú rákok, halak, kételtűek önálló hőszabályozással nem rendelkeznek, ezért a külső környezet melege hatással van anyagcsere-folyamataikra, növekedésükre, szaporodásukra. Az akváriumokból kiengedett egyedek ennek köszönhetően sok esetben nem csak megtelepednek és kolonizálják az adott élőhelyet, hanem idővel alkalmazkodva a természetes vizekhez azokban is képesek megtelepedni, majd elterjedni (Somogy et al. 2019). E taxonok pontos hatásainak meghatározása céljából egyre több termál- és ipari hőterhelést kapó víztest átfogó vizsgálata kezdődött meg az utóbbi évtizedben (Weiperth et al. 2016; Vesely et al. 2021).

3.7 Idegenhonos tízlábú rákokkal kapcsolatos problémák

Az idegenhonos tízlábú rákok (Crustacea, Decapoda) európai, így hazai megjelenésért kezdetben az akvakultúra, majd az akvarisztika okolható. Mindkét tevékenységet hatását

jelentősen felerősíti a földrészek között zajló kereskedelem. E csoporthoz tartozó fajok rendkívül sikeres hódítását a biológiai és ökológiai sajátosságaiknak köszönhetik, hiszen élőhely generalisták, tág tűrőképességűek. Az őshonos fajokra jelentős veszélyt jelentenek, mivel élőhely és táplálék-konkurensok, valamint a rákpestis (*Aphanomyces astacis*) hordozói, amelyre az észak-amerikai eredetű fajok immunisak. A rákpestis egy petespórás gomba, amely az 1800-as évek közepén került be Európába. Ennek következtében súlyos elhullás történt az őshonos rákfajok egyes állományaiiban, mely azóta is tart, mivel az inváziós fajok terjedésével együtt a különböző patogének, így a rákpesti is tejed. A fertőzés felismerhető az ollók tövéénél megjelenő fehér vagy türkizkék foltokról. A betegség látható jele, hogy a rákok mozgásképtelenek lesznek, és görcsös állapotba kerülnek, majd elpusztulnak (http3).

Az inváziós rákfajok elleni védekezés elsősorban az emberek tájékoztatásával, és jogszabályok betartásával, esetenként ezek felülvizsgálatával és szigorításával történhet. Korlátozni kell az özönfajokkal való kereskedelmet, a már megtalálható fajok véletlen átvitelét, illetve új fajok betelepítést. Fontos az oktatás és az ismeretterjesztés az inváziós rákfajokkal kapcsolatos veszélyekről. Szerencsére egyre több kutatás igazolja, hogy a hazai ragadozóhalak fogyasztják az idegenhonos tízlábú rákfajokat (Botta-Dukát 2017; Haraszty 2022).

A következőben röviden bemutatnám azokat az inváziós fajokat, melyek a dolgozatomban vizsgálat vízfolyás rendszerben előfordulnak.

3.7.1 Cifrarák (*Faxonius limosus*)

Egyesült Államok keleti partvidékén őshonos tízlábú rák, leginkább Észak-Amerikában elterjedt. Számos más kontinensen sikerült teret hódítania szándékos betelepítés által. Hazánkba tógazdálkodási célból hozták az 1950-es évek végén. Folyókon, mellékfolyókon, befolyókon keresztül terjedt, és a leggyakoribb idegenhonos rákfajjá nőtte ki magát. Jó alkalmazkodóképességének köszönhetően szennyezettebb, eutróf vizekben is megtalálható. Jelenléte algásodáshoz vezethet a vízi makrovegetáció elfogyasztása miatt. Hordozója a rákpestis kórokozójának, és agresszív viselkedésével nagy veszélyt jelent az őshonos állományokra. Járatrendszerei gazdasági kockázatot jelentenek az urbanizált és természetes élőhelyeken, ugyanis partfaleróziót okozhatnak. A faj jelenleg a Tisza főága felől tejed a Hejőpatak középső vízgyűjtője felé (Weiperth 2022b).

3.7.2 Márványrák (*Procambarus virginalis*)

A jelenlegi ismeretek alapján a márványrák német akvarisztikai tenyésztés során alakult ki. 1995-ben történt a faj első említése. Magyarországon legelőször Keszthely mellől, a Páhoki-övesatornából jelezték az előfordulását 2013-ban. Az eddigi vizsgálatok során megállapították, hogy a márványrák rendkívül jó alkalmazkodóképességű. Magas a reprodukciós rátája, ennek köszönhetően jól tud alkalmazkodni a szennyezésekkel terhelt vízi élőhelyeken is. Az egyetlen a tízlábú rákfaj, mely kizárólag szűznemzéssel szaporodik. Sem a természetben, sem pedig laboratóriumi körülmények között nem találtak hím példányokat. Képes akár a legdominánsabb faunaelemmé válni, ahol megjelenik a teljes ökoszisztéma rendszer és táplálékhálózatok átalakulnak (Vesely et al. 2021). A faj szintén hordozója a rákpestisnek. Az erős éles ollójának köszönhetően legfőképpen a vízinövényekre, kétéltű- és halfaunára jelent veszélyt. 2005-ben betelepítették Madagaszkárra, 2017-ben már megközelítőleg 100 000 km² területen terjedt el. Több őshonos fajt teljesen kiszorított és a rizsföldeken okozott kártételei már humán élelmezési problémákat okoznak. Ugyanakkor hatással volt olyan vízinövény fajok állományaira, amelyek az emberre is veszélyes vérmétely fajokat hordozó csigafajok táplálékául szolgáltak. Ennek következtében a megbetegedések mértéke csökkent azokon a területeken, ahol a márványrák megjelent. A márványrák 2019-es észlelése óta nem tud jelentős állományt kialakítani a Hejőpatak vízgyűjtőjén (Weiperth 2022c).

3.7.3 Vörös mocsárrák (*Procambarus clarkii*)

A vörös mocsárrák az Egyesült Államok déli államaitól egészen Mexikó északi részéig őshonos. Elsősorban a nagy folyók mellékágaiban, mocsárvidékeken és eutróf állóvizekben fordul elő. Kedvelt akváiumi, kerti tavi díszállat, ennek eredményeképp a világ minden részére eljutott és könnyen kiszökő egyedei számos problémát okoznak. Hazánkban 2015-ben került elő az első példánya a budapesti Városligeti-tóból (Weiperth et al. 2015). Könnyen adaptálódik az új élőhelyéhez, versenyképesebb az őshonos fajoknál így minden új élőhelyén gyorsan invazív fajjá válik. Megtelepedett már a Duna főágában és a termálvízzel, szennyvízzel terhelt mellékágaiban, befolyóiban. Eddig számos termálvizes élőhelyen, pl. Egerszalók, Gyula, Miskolctapolca leírták. A vörös mocsárrák a számára alkalmas élőhelyet gyorsan és rövid időn belül benépesíti. Terjeszti a rákpestis, így jelenléte veszélyezteti az őshonos tízlábú rákfajokat. Táplálkozásával kárt okozhat a természetes ökoszisztémákban, ugyanis nem csak a teljes makrovegetációt képes rövid idő alatt kiirtani, de a halak ikráit, ivadékait, és kétéltűek petéit és lárváit is fogyasztja. Gazdaságilag is kockázatot jelent, mivel mély járatival partfal- és meder

eróziót okoz mind a természetes, mind az épített környezetben. A kerti, illetve közterületi dísztavakban, medencékben a természetes, vagy mesterséges felszíni vizekhez hasonlóan a vízinövényekben és a halállományban jelentős károkat okoz (Weiperth 2022d).

3.7.4 Ausztrál vörösollós rák (*Cherax quadricarinatus*)

Az ausztrál vörösollós rák Észak-Ausztrália trópusi édesvizeiből származik. 1990-es évektől rákhús termelés és akvarisztikai célokból kezdték el importálni a világ számos részére. Melegigénye miatt a termálvizes vagy az ipari melegvízzel terhelt élőhelyeket kedveli, azonban Magyarországon az első példányt a Dunából fogták ki 2016-ban. Azóta számos egyede került elő ebből az elsősorban növényi táplálékot fogyasztó fajból, köztük a Miskolctapolca területén található Békás-tóból és a Hejő-patak termálvízzel terhelt felső szakaszáról (Weiperth 2022e).

3.7.5 Cseresznyegarnéla (*Neocaridina denticulata*)

Az akvarisztikában a tízlábú rákok közül a legkedveltebb faj a cseresznye garnéla, melyből éves szinten több millió példányt tenyésztenek Európában és importálnak ázsiai országokból. A tudomány jelenlegi állása szerint Taiwanon őshonos faj eredeti élőhelyén kisebb patakokban és tavakban fordul elő. Hazai bekerülése ismeretlen, de feltételezhetően az 1990-es években kerültek Magyarországra az első példányok. Első hazai termálvízi és természetes élőhelyen történő észlelése 2017 novemberében történt Miskolctapolcán a Békás-tóban, a Csónakázó-tóban és azok kifolyójában a Hejő-pataokban. Az itt élő állománya stabil. A cseresznye garnéla kisméretű garnélafaj, ritkán éri el a 4 cm-es teljes testhosszt. A nőstények teste általában másfélszer, ritkán kétszer nagyobb, mint a hímeké, valamint sötétebb, tónusosabb a színezetük és domborúan ívelt a hasi részük. Számos színben tenyésztik őket. A táplálék jelentősen befolyásolja, hogy milyen az árnyalatuk, azonban a kivadult állományok vadas színezetűek. A nőstényeknél a fej mögötti részen egy nyereg formájú vastagodás jelzi a peték termékenységet. Alig élnek 1-2 évnél tovább. Ivarérettségüket már 4-6 hónapos korukra elérik. A víz hőmérséklete befolyásolhatja a szaporodási ciklusokat. Egy nőstény általában 20-30 petét rak, amelyeket a potrohlábain hordoz. Számos kutatás kimutatta, hogy a cseresznye garnéla könnyen alkalmazkodik az élőhelyekhez, így már a lehűlő termál és természetes vizekhez is sikeresen adaptálódik (Weiperth 2022a).

Akvarisztikai szempontból gazdaságilag jelentős, kisállatkereskedésekben könnyen beszerezhető faj. Az inváziója elleni védekezés legegyszerűbb módja a megelőzés lenne az akvaristák felvilágosításával, tájékoztatásával. A már kivadult egyedek visszaszorítása

mesterséges tavakban lehetséges, úgy, hogy őszi és téli időszakban a termálvíz-betáplálás elzárásra kerül, továbbá a természetes vizekben nagy testű mindenevő vagy kisebb testű ragadozó halfajok betelepítésével (Weiperth 2022a).

3.7.6 A cseresznyegarnéla által hordozott betegségek, paraziták

A cseresznye garnélák hordozhatnak különböző betegségeket, pl. gombákat, parazitákat, amelyek között találkozhatunk parvovírusokkal, baculovírusokkal, reovírusokkal, rhabdovírusokkal, picornavírusokkal és iridovírusokkal is. A beteg állatok gyengék, lesóványodnak és kifehéredik a potroh területe. A *Vibrio* baktériumok fertőzése kopoltyúkárosodáshoz vezethet, majd később pusztuláshoz is. A rákpestisre a faj rezisztens. *Cladogonium* fajok fertőzése az algák rhizoidjainak köszönhető, amelyek a szövetekbe behatolnak és az állat homeosztázisa felborul. Csillós egysejtűek is megtapadhatnak az egyedek kültakaróján. Az *Epostylis*, *Vorticella*, *Corthunia*, *Thuricola*, *Zoothamnium* fajok és Rotifera törzs tagjai észlelhetők a garnélák páncéljain. Porcelánbetegség is fenyegeti a rákokat, amelynek a *Cumispora dikerogrammari*, vagy a *Thelohania* állhat a hátterében. Tünete az izomzat kifehéredése. Számos mótely is megbetegítheti a cseresznye garnélákat. A *Microphallus turgidus* esetében az egyedek csak köztigazdaként szolgálnak, azonban módosíthatja a parazita az állatok viselkedését. A kültakarójukon élhet egy szimbionta pióca (*Holtodrilus truncatus*), amely a petéit a rák kopoltyúüregébe rakja (Bauer et al. 2021, Joshi et al. 2014). Különféle kutatások során, - morfológiai módszerekkel - *Scutariella japonica* fertőzöttséget állapítottak meg a vizsgált egyedeknél. A szintén inváziós laposféregfaj a garnélák kültakaróján és kopoltyúüregében él, vedlési zavarokat és pusztulást okoz. A tudomány számára még kérdéses, hogy parazita vagy epibionta élőlény fertőzi meg a rákokat. Megjelenési helyükön nagy mennyiségben vedlési zavart okozhatnak (Hoitsy et al. 2023, Ohtaka et al. 2021).

Ecytonucleospora hepatopenaei (továbbiakban: EHP), egy rendkívül speciális állati parazita, mikrosporidia, amely egy obligát, egysejtű spóráképző eukarióta szervezet (Hoitsy et al. 2023). Több mint 220 nemzetség közül 1600 fajt fedeztek fel, amelyek egyaránt keresnek maguknak vízi és szárazföldi gazdaszervezeteket. Legtöbbjük vizekben él, ahol jelentős ökológiai hatást fejtenek ki az ott élő ökoszisztémára. Az akvakultúrában tenyésztett állatok különösen érzékenyek a mikrosporidia fertőzésre, ennek következtében akár gazdasági károk is keletkezhetnek.

A garnélarákoknál a gomba az emésztőrendszerüket támadja meg, és fejlődési rendellenességet okoz, később halálához is vezethet. Egyre jobban terjed a betegség, és elsősorban a sórák (*Artemia salina*), a puhatestűek, a soksertéjűekben (*Polychaeta*), rákokban és garnélákban okoz megbetegedést (Wang et al. 2023).

Az EHP-val megfertőződött garnélák (2. ábra) vékony kutikulával rendelkeznek, amely fehér színűek, mivel az izmok kifehéredtek a gomba következtében. Továbbá fekete foltok jelennek meg a szemek körül, az izomszöveteken és az emésztőrendszer végében. A gazdaszervezet emésztési folyamatai lelassulnak, amelynek következtében a garnélarák nem képes a táplálékát hasznosítani. Az élőlénynek észrevehetően csökken az étvágya és lassú növekedést mutat (Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific 2019).



2. ábra: EHP-val fertőzöttség jelei garnélarákon (forrás: <http6>)

3.8 Inváziós kockázatbecslés

Az inváziós fajok időben történő beazonosításához és az általuk okozható kockázatok, károk, veszélyek időbeli felismeréséhez, megelőzéséhez és mérsékléséhez hozzáférhető és pontos információkat kell biztosítani. Ennek az igénye már a 80-as, 90-es években felmerült, de az akkor rendelkezésre álló információk, valamint a számítástechnika színvonala nem tette lehetővé nagyméretű adatbázisok egyszerre történő elemzését. Továbbá az egyes fajokra vonatkozó tudásunk is idővel folyamatosan bővült, így a fajok biológiája, ökológiája és esetleges komplex hatásaiknak a felismerése tette lehetővé az első kockázatbecslések elkészítését (Lodge et al. 2006).

Valamennyi akvaticus inváziós állatfaj kockázatbecslésére alkalmas eszköz az Aquatic Species Invasiveness Screening Kit, azaz AS-ISK (Copp et al. 2005, 2016), amit egy angol intézetben a Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS) intézetbe dolgozó nemzetközi kutató csoport fejlesztett ki. Ennek a továbbfejlesztett változata a Terrestrial and Aquatic Species Invasiveness Screening Kit, azaz TAS-ISK már a tereszti, vagyis kizárólag a szárazföldi élőhelyeken terjedő inváziós állatfajok kockázat becslésének elvégzéséhez (Vilizzi et al. 2022). A két program sajnos nem fedi le a teljes ökoszisztémákban előkerülő invazív szervezeteket, például növényeket, és algákat.

Hazánk vizeiben 2019 márciusáig természetes, vagy mesterséges élőhelyeken leírt, illetve díszállat kereskedelemben beszerezhető idegenhonos tízlábú rákfajok inváziós kockázat becslését Weiperth és munkatársai (2019b) végezték el. Azt itt elvégzett elemzések eredményét minden új idegenhonos tízlábú rákfaj, valamint a már vizsgált fajok esetén referencia állapotként használható.

4. Anyag és módszertan

4.1 Kutatási területek bemutatása

Miskolctapolca földrajzi elhelyezkedését tekintve Miskolc városához tartozik, amely Borsod-Abaúj-Zemplén vármegyében helyezkedik el. Észak-magyarországi-középhegység nagytájban, Bükk-vidék középtájban található a Miskolci-Bükkalja kistáj, amelyhez tartozik a település. A kistáj éghajlata a magasabban fekvő területeken mérsékelt hűvös, száraz a sík területeké mérsékelt meleg, száraz. Az évi középhőmérséklet 8°C körül alakul (Dövényi 2010)

A vizsgált Hejő-patak 44 km a teljes hossza, 293 m² vízgyűjtő területtel rendelkezik. A Bükk-hegység délkeleti részének vizeit vezeti a Tisza folyó felé a Sajóval majdnem párhuzamosan. A patak karsztforrásai egyaránt táplálják hideg és meleg vízzel, amelyek Miskolctapolcán fakadnak. Nyékládházánál 0,45m³ a közepes vízhozama, azonban áradások esetén ennek harmincszorosát is szállíthatja (Harka és Szepesi 2007).

A Hejő-patak forrásait 1913 óta folyamatosan szivattyúkkal csapolják, és egyre kevesebb víz jut a patakba. A barlangfürdő megépülésével a termál, valamint egyéb uszodákból származó vizek patakba engedésével az ott élő flóra és fauna napjainkra teljesen megváltozott. Ennek eredményeként a patak teljes felső, kb. 5 fkm hosszú szakasza egy idegenhonos, köztük számos inváziós növény és állatfaj által kolonizált élőhellyé vált. Ma a patak otthont ad számos díszhalnak, garnélának, nagytestű tizlábú ráknak, kételtűnek és vízi hüllőnek (Demeter et al. 2002; Weiperth et al. 2019a; 2020a; Blaha et al. 2022).

Kutatásom során öt mintavételi pontot jelöltünk ki a Hejő-patak melegebb és már hidegebb szakaszain (**1. táblázat**). Az első terület a természetes termálvíz forrás, a Békás-tó (**3. ábra**), a második mintavételi pont a Hejő-patak főága a Békás-tó kifolyójánál (**4. ábra**). A harmadik mintavételi pont 100 méterrel (**5. ábra**), a negyedik pedig 900 méterrel (**6. ábra**) és az ötödik szakasz körülbelül 6 km-re lentebb helyezkedett el a tó kifolyójától a patak főágában (**7. ábra**).

Miskolctapolcán, a dolgozatomban bemutatott kutatási területen már 2017 óta végeznek komplex invázióbiológiai kutatásokat az ott élő cseresznyegarnéla és más inváziós taxonok állományain (Weiperth et al. 2019a, Szajbert et al. 2021, Blaha et al. 2022). A város Észak-Magyarországon található a Bükk keleti lábánál. Termálforrásának és közfürdőjének köszönhetően egy kiemelt turisztikai célpont. természetes termálforrás a Békás-tó, és ennek, valamint a miskolctapolcai barlang fürdőnek, valamint a használt termálvizet befogadó

Csónakázó-tónak is több befolyója is a Hejő-patak felső szakaszát terheli. A tavakból és a fürdőből származó elfolyó víz hőmérséklete egész évben meghaladja a 20°C-t. A patak főágában bejuttatott víz sokszorosa a főágban érkező víznek és egyes időszakokban a főág nem is képes hígító vizet szállítani, mert a természetes forrásterületen történő fokozott vízkivétel miatt nem is jut víz a patakba. Miután a termálvíz a Hejő-patakba ömlik, onnantól a víz fokozatosan hőt ad le, mielőtt a Tiszába ömlik.

A Hejő-patak vízrendszerén végzett kutatásaim mellett részt vettem Budapest térségeiben található urbanizált élőhelyek felmérésében. A program keretében a fővárosban található állandó termálvíz bevezetéssel rendelkező közparki dísztavak élővilágának részletes felmérése volt a cél. A felmért vízterek pontos lokalitásait az **1. táblázatban** ismertetem.

1. táblázat: A mintavételi szakaszok adatai

Víztest neve (lokalitás)	Település	Mintavételi szakasz kezdő koordinátái	
		Északi szélesség	Keleti hosszúság
Békás-tó	Miskolctapolca	48.062361	20.747915
Hejő-patak (Békás-tó kifolyója alatt Aradi sétány hídja)	Miskolctapolca	48.063707	20.750039
Hejő-patak, Külső csabai utca	Miskolc	48.069812	20.759616
Hejő-patak, Haladás utca	Miskolc	48.074325	20.770792
Hejő-patak, Aachen áruház mögötti szakasz	Miskolc	48.058902	20.803967
Lukács fürdő előtti dísztó	Budapest	47.517700	19.037849
Margit-sziget, Japán kert dísztava	Budapest	47.534479	19.051519
Városligeti termál tó	Budapest	47.517026	19.078782
Városliget, Vajdahunyad vár körüli árokrendszer	Budapest	47.516199	19.082234
Városliget, Szent István forrás	Budapest	47.518363	19.084206
Fővárosi Állat- és Növénykert tava	Budapest	47.517759	19.075855
Órczy kert dísztava	Budapest	47.481248	19.089769



3. ábra. Az 1. mintavételi pont a Békás-tóban



4. ábra. A 2. mintavételi pont a Hejő-patak főágában közvetlen a Békás-tó kifolyójánál



5. ábra. A 3. mintavételi pont 900 méterrel lejjebb a Békás-tó kifolyójától



6. ábra. A 4. mintavételi pont 2,5 km-rel lejjebb a Békás-tó kifolyójától



7. ábra. Az 5. mintavételi pont 6 km-rel lejjebb a Békás-tó kifolyójától

4.2 A cseresznyegarnéla és egyéb vizsgált taxonok gyűjtésének módszertana

A mintavételek során az adott taxonómiai osztályra vonatkozó megfelelő Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer (NBmR) és a Vízyűjtőgazdálkodási Tervben (VGT) meghatározott Víz Keretirányelv (VKI) szerinti egyes taxoncsoportokra vonatkozó protokoll szerint mintáztunk (Forró 1997, Borics 2020). Az adatgyűjtések során vízi makroszkopikus gerinctelenek gyűjtésére tervezett merítőhálót, valamint elektromos halászgépet használtunk. Az alumínium keretre rögzített kézi merítőháló hálójának szemméret 950 μm szembőségű. Ez a szembőség garantálja, hogy az anya egyedekről épen levált kisméretű rák egyedeket is be lehet gyűjteni a mintavétel során (AQEM & STAR Site Protocol 2002, AQEM Consortium 2002).

Az elektromos halászgép használatát az indokolta, hogy a nagyobb testű garnéla egyedek minimális mintavételi ráfordítással párhuzamosan nagy hatékonysággal gyűjthetőek azokban a vizekben, ahol ezt az egyes abiotikus feltételek lehetővé teszik (Weiperth et al. 2019a, 2020b). A szákefen található háló szembősége 2,5 mm, mellyel az adult és nagyobb testű juvenilis garnéla egyedek is könnyen megfoghatóak. A mintavételezést egy Hans-Grassl IG600-as háton hordozható akkumulátoros halászgéppel végeztük. A halászgép több sorba kötött akkumulátorból, egy szabályozó egységből, anód és katód kábelből és az anód végén egy fémkeretű szákból, valamint a katód végén egy 2,5 m hosszú rézsodronyból áll. A használat során egyenáram kerül a vízbe, melynek erőterében a tizlábú rák egyedek mellett a halak és

egyes akvatikus kételtűek és hüllők elektronarkózis állapotába kerülnek. Az elektronarkózis alatt az egyedek a szákhöz úsznak. Az elkábult egyedek rövid időn belül magukhoz térnek és sérüléstől mentesen visszahelyezhetők a vízbe. Elektromos halászgépekkel történt a potenciális préda halfajok befogása párhuzamosan a garnéla egyedek begyűjtésével.

A mintavételek során a gyűjtött makroszkopikus vízi gerinctelen mintákat helyszínen válogattuk és a garnéla példányok mellett az erszényes rák (Paracarida) fajok (*Asellus aquaticus*, *Gammarus* sp.) egyeit 98%-os ethanolban tartósítottuk. A táplálék vizsgálat céljából gyűjtött őshonos domolykó (*Squalius cephalus*), sügér (*Perca fluviatilis*), valamint idegenhonos razbóra (*Pseudorasbora parva*), aranyhal (*Carassius auratus*), naphal (*Lepomis gibbosus*) és szúnyogirtó fogasponty (*Gambusia holbrooki*) egyedeket szegfűszeg olajjal a helyszínen túlállattuk, majd fagyasztást követően a gyomor és a bélszakasz preparálását követően meghatározásra került a táplálék összetétel.

4.3 Környezeti háttérváltozók felvétele és statisztikai értékelése

Az egyes mintavételi pontok élőhelyi sajátosságait hét abiotikus változóval és négy biotikus változóval jellemeztem. Az abiotikus változók közé a parttól vett távolságot (m), vízmélységet (m), vízáramlás sebességét (kategória változó) és az aljzat százalékos összetételét (szikla-kötőmő >10 cm, kavics: 2-10 cm, homokos-iszap 0,004mm- 2cm, agyag: 0,00024-0,004mm) (Bogárdi 1971) soroltam. A biotikus paraméterek a következők voltak: submerz vízi növényzet százalékos borítottsága, emerz növényzet százalékos borítottsága, a holtfa anyag (fauszadék) előfordulási gyakorisága, és az élőfa anyag (behajló fák, fatörzs, gyökér) előfordulási gyakorisága. A százalékos értékeket kategória változókká alakítottam a terepi mintavételek során, mely minden változó esetén 1-4 közötti értékkel rendelkezett. A kategóriák a következő százalékos értékeknek feleltek meg aljzat összetétel, és a három biotikus változó esetén: 1: 0%, 2: <10%, 3: 10-50%, 4: >50%; parttól mért távolság esetén: 1: 0-1 m, 2: 1-3 m, 3: 3-5 m, 4: >5 m; a vízmélység esetén 1: 1-10 cm, 2: 10-30 cm, 3: 30-50 cm, >50 cm; végül a vízáramlás sebessége 1: állóvíz, 2: lassú, 3: közepes, 4: gyors áramlás kategóriákba kerültek.

A cseresznye garnéla és az erszényes rákfajok (pataki bolharák (*Gammarus pulex*), közönséges víziászka (*Asellus aquaticus*) különböző stádiumban lévő egyedek térbeli eloszlását, élőhely preferenciáját meghatározó környezeti változók hatását kötött ordinációs elemzéssel (redundancy analysis: RDA) vizsgáltam, mivel a változók között erős lineáris kapcsolatot feltételeztem. A fajok egyedszám adatainak $\log_{10}(x+1)$ -es transzformációt hajtottam végre. A környezeti háttérváltozók tér- és időbeli mintázatának előzetes feltárását standardizált

főkomponens-analízissel (principal component analysis: PCA) végeztem. Azon három, néhol négy környezeti változót, melyek kumulatív összege az PCA elemzés teljes összes variabilitásának legalább 50%-át magyarázták vittem be a későbbi RDA elemzésbe, mivel e változók magyarázták legnagyobb mértékben a mintavételi helyek és időpontok élőhelyi sajátosságaiban található különbségeket. Az RDA elemzések előtt „forward selection” technikával rangsoroltam az összes környezeti változót (11), azok fajegyüttesekre gyakorolt hatása alapján (Peres-Neto et al. 2006). A végső RDA modellekbe beválogattam (1) a PCA elemzésekben kiszűrt 3-4 környezeti változót, és ezeken felül (2) azon változókat, amelyek a „forward selection” eljárás eredménye alapján a fajegyüttesek összetételében rejlő teljes variabilitás 4%-át szignifikáns mértékben ($\alpha=0,05$ mellett; Monte Carlo permutációs teszt: 999 permutáció) magyarázták (Peres-Neto et al. 2006, Szivák 2013). A PCA és az RDA elemzéshez a SYN-TAX 2000 (Podani 2001), a permutációhoz MS 2010 Excel programot használtam.

A cseresznyegarnéla szaporodásának hőmérséklettől függésének vizsgálatához minden mintavétel során mértük a víztest hőmérsékletét az adott mintaponton. A vizsgálathoz Hanna kombinált mérőeszközt (kombinált pH- és ORP-teszter-HI98121) használtunk.

4.4 Parazitológiai vizsgálatok módszerei

A dolgozatom során az EHP vizsgálatokra koncentráltunk. A fertőzés horizontális terjedésének vizsgálatának céljából 2022. november 29-én gyűjtöttünk összesen 100-100 vegyes korcsoportú garnéla és erszényes rák egyedet. Utóbbi csoportot közönséges víziászka és pataki bolharák példányok alkották. A két faj arányát a mintákban vett abundanciai viszonyok határozták meg. A mintákat minden esetben helyszínen 96%-os etanolban tartósítottuk. Az etanol használata a lehetséges paraziták tartósításához, majd későbbi molekuláris szűréséhez volt szükséges. A tartósított egyedek molekuláris vizsgálatait Sebastian Prati, a Duisburg-Essen Egyetem (Németország) Phd hallgatója parazitológiai végzete el a mintavételt követő 72 órán belül. A mintákban található patogén DNS izolálását Grabner és munkatársai (2015), valamint Hupalo és munkatársai (2023) által kifejlesztett protokollok alapján végezték.

4.5 Az invázió kockázatbecslés módszertana

Valamennyi inváziós faj kockázatbecslésére alkalmas eszköz az Aquatic Species Invasiveness Screening Kit, azaz AS-ISK (Copp et al. 2005, 2016), ami szabadon letölthető a Centre for Environment Fisheries and Aquaculture Science (CEFAS) honlapjáról: www.cefas.co.uk/nns/tools/. Kételtűek, édesvízi és tengeri halak, valamint gerinctelenek

számára kifejlesztett ingyenesen letölthető, felhasználóbarát, többnyelvű, könnyen használható döntéstámogató eszköz, amely az inváziós vízi, illetve vízhez kötött állatfajok szűrésére alkalmas (Copp et al. 2005, 2016, Vilizzi et al. 2021).

A program a Microsoft Excel táblázatszerkesztő programon alapul. 49 alapvető kérdést tartalmaz a program, amelyek a taxonok biogeográfiai, történelmi jellemzőiről és a biológiai, gazdasági és ökológiai kölcsönhatásairól szólnak. Az AS-ISK további háttér információkat tartalmaz az inváziós fajról, az EU idegenhonos élőlényekről szóló rendeletének követelményeinek megfelelően. További hat kérdés megválaszolásával az adott taxon klímaváltozásra való hatását jellemzi. Végezetül az eredmények a faj társadalomra, gazdaságra és az ökoszisztémára gyakorolt hatásairól részletes összeggést adnak (21, Vilizzi et al. 2021).

5. Eredmények

5.1 Cseresznyegarnéla terjedése a Hejő-patakban és új észlelései hazánkban

Diplomamunkám kezdetekor (2022 tavasz) Magyarországon mindössze egy, a miskolctapolcai cseresznyegarnéla populációt ismerték a szakemberek. A 2017 óta tartó vizsgálatok kezdete óta a faj terjedését dokumentálják és a számítások szerint évente közel 1 fkm-t tud tartósan kolonizálni a Hejő-patak hossz-szelvényében. A diplomadolgozatom alatt végzett terepi munkák során a fajnak több generációját észlelték a Hejő-patak Görömböly és Kistokaj közti szakaszán (Fülöp Theofil szóbeli közlése), valamint szórványos előfordulása ismert a mályi és nyékládházi szakasról is, ahová egyedei valószínűleg a patakon levonuló árhullámokkal jutnak le. A diplomadolgozatom terepi vizsgálatait a Hejő-patakban kijelölt négy mintavételi ponton mind a négy évszakban stabil, önfenntartó állományát sikerült felmérnünk. A termálvízű élőhelyektől legtávolabb található 5. mintaponton viszont kizárólag 2022 nyarán és 2023 májusában és júniusában sikerült az egyedeit kimutatni (**2. táblázat**).

2. táblázat: A Hejő-patakban egy év alatt az egyes mintapontokon gyűjtött nőstény/hím/juvenilis cseresznyegarnéla egyedek száma

Mintavétel időpontja	Mintavétel helyszínek				
	1. pont	2. pont	3. pont	4. pont	5. pont
2022.július 19.	29/18/16	38/21/60	54/16/38	25/9/68	5/1/2
2022.november 29.	63/40/37	26/15/9	35/41/28	29/22/16	0/0/0
2023.február 15.	85/22/75	47/16/25	60/7/44	34/11/3	0/0/0
2023.május 25.	74/28/44	50/34/67	71/26/19	40/20/17	1/0/0
2023.június 21.	41/37/19	71/29/91	68/33/52	36/26/55	3/0/8
Összesített egyedszám	292/145/191	232/115/252	288/123/181	164/88/159	9/1/10

A fővárosban végzett vizsgálatok során további három stabil, minimum egy évig kimutatható, vegyes korcsoportú állományát mértük föl a Margitsziget Japán-kert dísztavában, a Városliget Szent István forrásában, valamint Lukács gyógyfürdő előtti közterületi termáltóban. Ezen új észlelések is jelzik a faj folyamatos illegális telepítéseit és sikeres megtelepedését (**3. táblázat**).

3. táblázat: Budapesti termál tavakban gyűjtött nőstény/hím/juvenilis cseresznyegarnéla egyedek száma

Mintavétel időszakok	Mintavétel helyszínek		
	Margit-sziget	Lukács fürdő	Szent István forrás
2022.június-július	6/12/2	3/4/16	21/16/9
2022.október-november	8/5/16	2/11/8	13/2/9
2023.január-február	11/3/1	1/6/19	8/5/17
2023.március-április	2/9/0	4/12/19	16/9/22
2023.július-augusztus	7/3/14	2/7/10	3/1/20
Összesített egyedszám	34/32/33	12/40/72	61/33/77

5.2 Cseresznyegarnéla szaporodásának vizsgálata a Hejő-patak vízrendszerében

Felméréseim során minden az 1-4. mintapontokon minden évszakban sikerült petés nőstény cseresznyegarnéla egyedeket gyűjteni. Az 5. mintaponton, a termálvizű élőhelyektől legtávolabbi vizsgálati területen kizárólag a két nyári felmérés során sikerült egy illetve két petéket hordozó egyedet megfogni a partról benyúló fűzgyökerek alatt. Ugyanakkor a faj szaporodási potenciálját igazolja, hogy az 1-4. mintapontokon a petés nőstények egyedszáma minden esetben az összesített nőstény egyedszám legtöbbször meghaladta az 60%-t ($67,1\% \pm 10,3\%$) (4. táblázat). A most végzett, egy éven át tartó vizsgálat során megállapítható, hogy leghidegebb ($14,1^{\circ}\text{C}$) víz hőmérsékletnél ($13,7^{\circ}\text{C}$, 4. mintapont, 2023. február) is a gyűjtött cseresznye garnéla nőstény egyedek 67,6%-a hordozott különböző érési stádiumban lévő petéket.

4. táblázat: A Hejő-patakban egy alatt az egyes mintapontokon mért hőmérsékletek és a petés cseresznyegarnéla egyedek száma évszakonként (nyár/ősz/tél/tavaszi/nyár)

Mintavétel időpontja	Mintavétel helyszínek				
	1. pont	2. pont	3. pont	4. pont	5. pont
2022.július 19.	30,6	29,3	29,2	28,6	27,9
2022.november 29.	26,4	16,7	16,5	14,1	10,9
2023.február 15.	24,6	14,8	14,8	13,7	11,7
2023.május 25.	27,3	14,6	16,5	16,8	17,0
2023.június 21.	27,6	18,9	19,9	19,0	19,1
Petés nőstény egyedek száma	13/29/54/43/28	19/17/30/29/40	26/31/39//37/16	21/16/23/26/27	1/0/0/0/2

A főváros vízterek esetén, mivel mindhárom víztest közvetlenül folyamatosan kap termálvíz bevezetést, így hőmérsékletük is sokkal kiegyenlítettebb. Mindhárom víztestre

jellemző, hogy nyáron nem képes a források által felszínre hozott víz visszahűlni, így folyamatosan 30°C feletti hőmérsékletek mérhetőek, de télen sem hűlnek 25°C alá. Ennek hatására ezekben a kisebb termál tavakban felmért cseresznyegarnéla állományokban a gyűjtött nőstény egyedek $62 \pm 3,1\%$ hordozott különböző stádiumú petéket (6. táblázat).

4. táblázat: Budapesti termál tavakban mért hőmérsékletek és a petés cseresznyegarnéla egyedek száma évszakonként (nyár/ősz/tél/tavaszy/nyár)

Mintavétel időszakok	Mintavétel helyszínek		
	Margit-sziget	Lukács fürdő	Szent István forrás
2022.június-július	30,9	32,3	32,9
2022.október-november	26,6	28,7	27,1
2023.január-február	25,7	26,8	26,6
2023.március-április	26,5	26,1	27,8
2023.július-augusztus	32,4	31,3	33,8
Petés nőstény egyedek száma	4/7/6/2/4	2/1/1/2/2	13/8/3/10/2

5.3 Cseresznyegarnéla hatása a pataki bolharák és a közönséges víziászka gyakoriságára a Hejő-patak vízrendszerében

A Hejő-patak vízrendszerében élő cseresznyegarnélákkal kapcsolatos kutatások korábban két kérdéskörre fókuszáltak: a vízfolyás hossz-szelvénye mentén csökkenő hőmérséklethez történő adaptációjára, valamint egyes exoparaizták jelenlétére, hiányára. Ugyanakkor a makroszkopikus vízi gerinctelen közösségre, vagy egy-egy taxonra gyakorolt hatását eddig nem vizsgálták, mivel a korábban végzett vizsgálatok során nem végeztek olyan mintavételeket, amik a közösségi alapú elemzéseket lehetővé tették volna.

A kutatásaim során a protokolloknak megfelelő AQEM (AQEM Consortium, 2002) mintavételezéssel felmértem az adott mintapontban található valamennyi élőhely típusban a cseresznyegarnéla, valamint két őshonos faj a pataki bolharák és a közönséges víziászka közösségét. Első lépésként arra kerestem a választ, hogy az öt mintaponton mely habitatokban fordulnak elő együtt és külön-külön a vizsgált fajok. A vizsgálat eredményeként a megállapítható, hogy a cseresznyegarnéla a Békás-tóban a legnagyobb egyedszámmal, így abundanciával jelen lévő makroszkopikus vízi gerinctelen taxon. A felmért közösség 79,9%-át ez a faj alkotta (628 egyed). A faj mellett kizárólag egyes idegenhonos puhatestű fajokat sikerült kimutatni a tó partfalát alkotó köveken, a növényzeten és az üledék felszínén. A maláj toronycsiga (*Melanoides tuberculata*) 79 egyede, hegyes hólyagcsiga (*Physella acuta*) 19 egyede, óriás cölöpszarvú csiga (*Marisa cornarietis*) 17 egyede, jövevény tányércsiga

(*Gyraulus parvus*) 11 egyede került elő a mintázás egy éve alatt. A két őshonos kistrák fajból egyetlen példány sem került elő a tóból az egy éven át tartó mintázás során (**5. táblázat**). Hejő-patakban kijelölt négy mintapont esetén a cseresznyegarnéla egyedszáma, így a relatív abundanciája is fokozatosan csökken a forrás élőhelytől számítva az összes élőhelyet figyelembe véve (**5., 6. táblázat**). Ugyanakkor az általa preferált élőhely típusokban (submerz és emerz makrofiták által benőtt, lágy üledékkel rendelkező partszakaszok, hordalék kúpok) a 2-4. mintapontokon a legnagyobb egyedszámban gyűjtött makroszkopikus gerinctelen faj volt a három taxon közül.

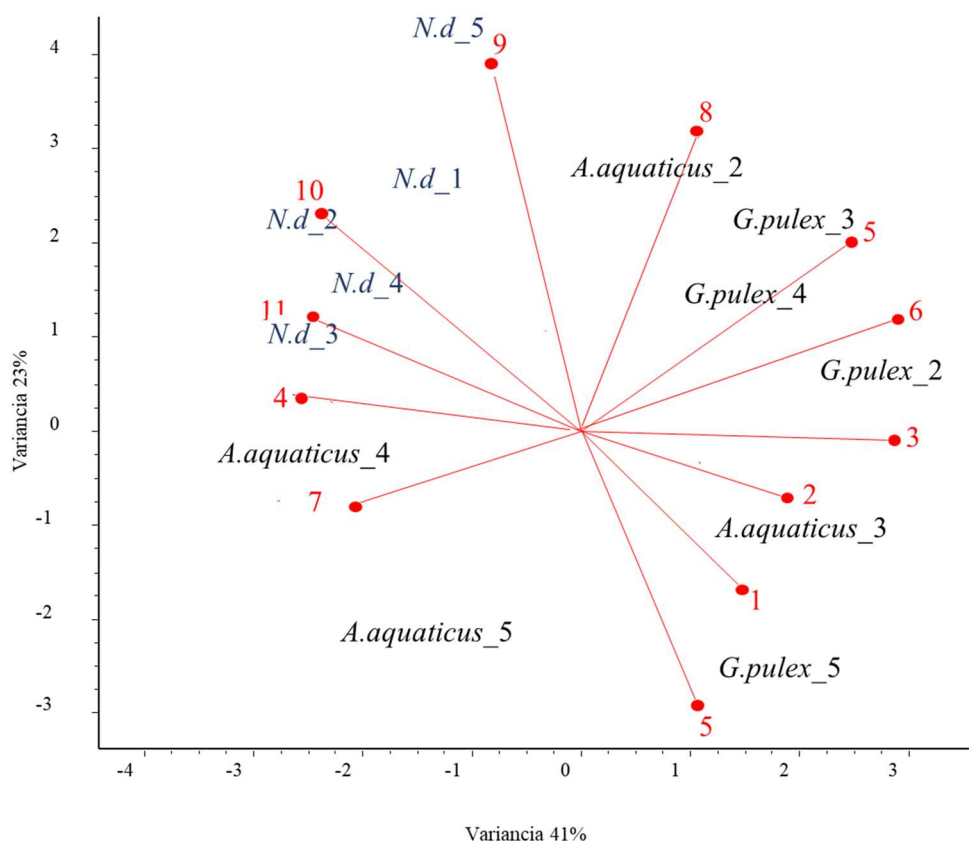
A többváltozós statisztikai elemzések ábráján láthatjuk, hogy a három vizsgált faj az élőhelyek abiotikus és biotikus változóit meghatározó tengelyek mentén két nagyobb csoportba tömörülnek (**8. ábra**). Az 1-4. mintapont cseresznye garnélái a lágy üledéken gyökerező submerz makrofitákban fordultak elő a legnagyobb tömegben. Míg az 5. mintaponton fogott pár egyedet a parttól benövő fák gyökérzete alatt tudtuk kimutatni. Fontos megjegyezni, hogy az 5. mintaponton a Hejő-patak medre mély (átlag mélysége 1,2 méter), gyors áramlású szakaszon a mederben semmilyen finomabb szemcséjű hordalék nem tud megmaradni a beágyazódott márgás, agyagos mederben. Ezen a szakaszon a két őshonos gerinctelen fajt a nagyobb kavicsok, kövek alatt és a márgás meder repedéseiből tudtuk kimutatni. A fajok eloszlásának a környezeti háttérváltozók függvényében végzett vizsgálatával kijelenthetjük, hogy a két őshonos fajt a számára optimálisnak vélt, táplálékban leggazdagabb élőhelyeken sikerült a legkisebb egyedszámban kimutatni. A Hejő-patak iszapos, gyökerező hínár vegetációban, vagy a partról benövő növényzetben (sás, gyékény, egyéb fűfélék) gazdag élőhelyein a cseresznyegarnéla volt a leggyakoribb faj. Minden más élőhely típusban a faj nagyon ritka, vagy nem volt kimutatható. Utóbbira példa az egyes hidak alatti gyors áramlású, köves patakszakaszok, ahonnan egyetlen példányt sem sikerült kimutatni.

5. táblázat: A Hejő-patak vízrendszerében gyűjtött cseresznyegarnéla, pataki bolharák és közönséges víziászka egyedszámai

Mintavétel időpontja	Taxonok	Mintavétel helyszínek				
		1. pont	2. pont	3. pont	4. pont	5. pont
2022.július 19.	<i>N. denticulata</i>	63	119	108	102	8
	<i>G. pulex</i>	0	11	31	27	48
	<i>A. aquaticus</i>	0	9	15	3	19
2022.november 29.	<i>N. denticulata</i>	140	50	104	67	0
	<i>G. pulex</i>	0	3	24	69	57
	<i>A. aquaticus</i>	0	4	7	24	11
2023.február15.	<i>N. denticulata</i>	182	88	111	48	0
	<i>G. pulex</i>	0	7	9	3	7
	<i>A. aquaticus</i>	0	0	1	0	1
2023.május 25.	<i>N. denticulata</i>	146	151	116	77	1
	<i>G. pulex</i>	0	4	24	72	103
	<i>A. aquaticus</i>	0	0	9	27	21
2023.június 21.	<i>N. denticulata</i>	97	191	153	117	11
	<i>G. pulex</i>	0	9	20	41	76
	<i>A. aquaticus</i>	0	0	2	9	15
Három faj összesített egyedszáma		628/0/0	599/34/13	592/108/34	411/212/63	19/291/67

5. táblázat: A Hejő-patak vízrendszerében gyűjtött cseresznyegarnéla, pataki bolharák és közönséges víziászka abundancia viszonyai

Mintavétel időpontja	Taxonok	Mintavétel helyszínek				
		1. pont	2. pont	3. pont	4. pont	5. pont
2022.július 19.	<i>N. denticulata</i>	0,10	0,18	0,15	0,15	0,021
	<i>G. pulex</i>	0	0,02	0,042	0,041	0,14
	<i>A. aquaticus</i>	0	0,014	0,02	0,004	0,058
2022.november 29.	<i>N. denticulata</i>	0,22	0,08	0,14	0,10	0
	<i>G. pulex</i>	0	0,004	0,32	0,10	0,17
	<i>A. aquaticus</i>	0	0,006	0,009	0,036	0,037
2023.február15.	<i>N. denticulata</i>	0,29	0,14	0,15	0,073	0
	<i>G. pulex</i>	0	0,01	0,012	0,004	0,021
	<i>A. aquaticus</i>	0	0	0,0013	0	0,003
2023.május 25.	<i>N. denticulata</i>	0,23	0,23	0,16	0,12	0,003
	<i>G. pulex</i>	0	0,006	0,032	0,11	0,31
	<i>A. aquaticus</i>	0	0	0,012	0,041	0,06
2023.június 21.	<i>N. denticulata</i>	0,15	0,29	0,21	0,18	0,033
	<i>G. pulex</i>	0	0,14	0,027	0,062	0,23
	<i>A. aquaticus</i>	0	0	0,0027	0,013	0,046



8. ábra: A cseresznyegarnéla, a pataki bolharák és a közönséges víziászka közösségre végzett RDA elemzés ordinációs diagramja

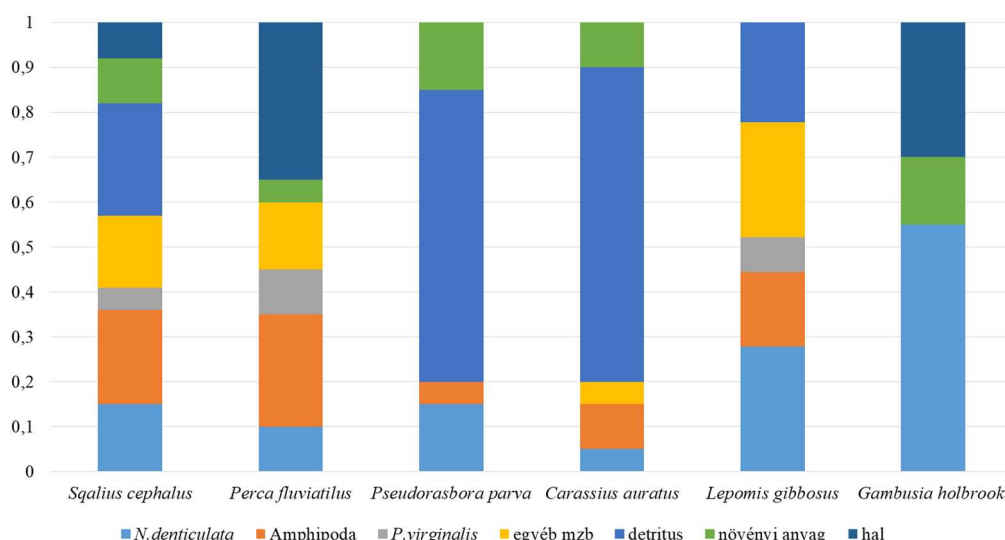
1= parttól mért távolság, 2= vízmélység, 3= vízáramlás, 4= iszap-homok, 5= kavics, 6= szikla, 7= agyag, 8=fatörmelék, 9= árnyékoló fa (alámosott gyökér), 10= submerz makrofita, 11= emerz makrofita

5.4 Cseresznyegarnéla, mint egyes halfajok tápláléka

A táplálék vizsgálatokhoz összesen 57 szúnyogírtó fogasponty, 41 razbóra, 31 naphal, 30 domolykó, 14 sügér és 10 aranyhal gyomor és előbél táplálék összetételét határiztam meg és elemeztem. A vizsgálatba bevont valamennyi egyed 2022 nyarán végzett felmérés során gyűjtöttük. A vizsgálatba minden halfaj esetén több korosztályba tartozó egyedeken végeztük el a vizsgálatot. Az egyes fajokra vonatkozó összesített adatot a **9. ábrán** ismertetem.

A vizsgálatban bevont valamennyi halfaj esetén sikerült kimutatni, hogy fogyasztják a cseresznyegarnélát. A legnagyobb mennyiségben az első három ponton gyűjtött, termálvízű élőhelyeken tömeges szúnyogírtó fogasponty egyedeinek gyomortartalmában sikerült a fajt kimutatni. Az egyes fajok esetében érdemes megemlíteni, hogy bár a kutatás egy éve alatt

mindössze három márványrákot sikerült fogni, addig 19 juvenilis egyed maradványait találtuk meg a domolykó, a sügér és a naphal emésztőrendszerében. A termálvíz egyik hatásaként a patak felős szakaszán a makrozzobenton egész évben aktív, így egyes halfajok esetén az cseresznyegarnéla és hasdőlábú rákok (Amphipoda) mellett nagy egyéb markozzobenton (egyéb mzb) is fogyasztanak.



9. ábra: A vizsgált halfajok táplálék összetétele

5.5 Parazitológiai vizsgálatok eredményei

A nemzetközi kooperációban végzett vizsgálatok eredményeként a miskolctapolcai cseresznyegarnéla állományokban sikerült igazolni az EHP-val történt mikrosporida fertőzést. Mind a Békás-tóban, mind a Hejő-patakban található állományok hordozzák az adott korokozót. A molekuláris vizsgálatok kimutatták, hogy az egy időben gyűjtött pataki bolharák és közönséges víziászkák egyedeiben is megtalálható a fertőzés. A Hejő-patak vízrendszerében gyűjtött állománnyal párhuzamosan elvégeztük a Városliget Szent István forrásában élő állomány parazitológiai vizsgálatát is és ebben az állományban nem sikerült az EHP fertőzést kimutatni. E kis termáltóban a márványrák kivételével semmilyen más rákfaj nem fordul elő, így a fertőzés bejutása csak beteg egyedekkel, illetve vízzel lehetséges.

5.6 Inváziós kockázatbecslése vizsgálatainak eredményei

Weiperth és munkatársai (2019) vizsgálataihhoz képest az elmúlt öt évben számos olyan új eredmény született, amik beépítésével pontosabb képet kaphatunk a cseresznyegarnéla valós inváziós kockázatát illetően hazánk és a Kárpát-medence vonatkozásában. Weiperth és munkatársai (2019) által elvégzett kockázat becslés során számos olyan tízlábú rákfajt

vizsgáltak, amiket a vizsgálatok ideje alatt kizárólag díszállat kereskedésekben lehetett beszerezni, de azóta kimutattak önfenntartó állományait hazánkban (pl. *Procambarus alleni*). Ugyanakkor számos garnéla faj esetén a természetben illetve urbanizált élőhelyeken történt előfordulásuk elírása után az önfenntartó állományaik kialakulását a további vizsgálatok nem, vagy rövid időre, maximum egy évig tudtak igazolni, mint például az *Atya gabonensis*, *Caridina babaulti* garnéla fajok esetén.

A 2017-ben és napjainkban felhasznált adatai alapján a cseresznyegarnéla inváziós kockázattal bíró faj (*A priori* kategóriában Igen érték). A faj alapvető biológiai és ökológiai ismeretének kockázat becslése (BRA) alapján 2017-ben közepes, míg napjainkban már magas az inváziós kockázata. Az előző két területet kiegészítve a klimatikus változók hatásaival már mindkét vizsgált periódusban magas inváziós kockázat értéket kapunk. A konfindencia faktor (CF) értékeket az 55 kérdésre (49 BRA+6 CCA) adott válasz erőssége alapján határozza meg. Ez alapján látható a jelentős növekedés az inváziós kockázatban, mivel az elmúlt években és a saját dolgozatomban elvégzett kutatások során nagyban megnőtt a faj hazai és más európai állományaival kapcsolatos ismeret.

6. táblázat: A cseresznyegarnéla 2017-ben és 2023-ban elvégzett inváziós kockázat becslésének eredménye

Taxon neve (vizsgálat időpontja)	<i>A priori</i>	BRA		BRA+CCA		CF		
		Score	Outcome	Score	Outcome	Total	BRA	CCA
<i>Neocaridina denticulata</i> (2017.04.09)	Igen	26.0	Közepes	29.0	Magas	0.62	0.52	0,46
<i>Neocaridina denticulata</i> (2023.10.31)	Igen	33.0	Magas	35.0	Magas	0.73	0.69	0.61

6. Következtetések és javaslatok

A diplomadolgozati munkám keretében elvégzett terepi és laboratóriumi vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a cseresznyegarnélának nem csak egy stabil állománya alakult ki a Hejő-patak vízrendszerében, de a folyás irányában évről évre terjed a Tisza irányába. Közben hatékonyan adaptálódik a térség klímájához és ezzel párhuzamosan napjainkra a makroszkopikus víz gerinctelen közösség egyik domináns tagjává vált. A faj hazai terjedését tovább segíti, hogy illegálisan kihelyezett állományai napjainkban három fővárosi termálvízű tóban is megtalálhatóak. Meglátásom szerint a faj további terjedésének megakadályozása részben a hobbi állathatókat célzó kampányokkal lehetséges. Ezek segítségével hatékonyan lehetne megelőzni a faj további illegális kihelyezéseit.

A célkitűzéseimben megfogalmazott valamennyi vizsgálatok eredményei alapján egy igen érdekes és hazánkban alig kutatott faj invázióbiológiai sajátosságait sikerült feltárnom. Ugyanakkor továbbra sem teljesen tisztázott, hogy a cseresznyegarnéla napjaikra milyen messze jutott az feltételezett első stabil populációjának helyszínétől, a miskolctapolcai Békástótól. A faj vizsgálatomhoz kijelölt legtávolabbi ponttól (5. pont) is már jóval távolabb észlelték nem csak a melegebb hónapokban, hanem késő ősszel (2021. november 28), 6°C-os vízhőmérsékletnél is (Fülöp Teofil szóbeli közlése). Emellett jég alatti aktivitását is megfigyelték már kísérletes körülmények között, vagyis adult példányai 4°C-os hőmérsékleten is aktívan mozogtak és táplálkoztak. Viszont ilyen alacsony hőmérsékleten történő sikeres szaporodásáról még nincs adat (Hoitsy Márton szóbeli közlése). A vizsgálataim során a leghidegebb hőmérséklet, ahol mindkét nem mellett petéket hordozó nőstényeket és juvenilis egyedeket sikerült kifogni az 13,7°C, amit a 4. mintaponton 2023. február 15-én sikerült regisztrálnunk. A korábbi vizsgálatához képest ez több mint 2°C-kal magasabb hőmérséklet (Weiperth et al. 2019a). A víztest folyamatos melegedése, vagyis a termálvíz és egyéb hőterhelést kapó vizek mennyiségének növekedése, illetve a klímaváltozás hatására bekövetkező vízhőmérséklet növekedés jelentősen segíti a cseresznyegarnéla elszaporodását, terjedését. A saját vizsgálataim és az egyéb adatok értékelése alapján kijelölhetjük, hogy a faj mára közel 25 fkm hosszan jelen a Hejő-patak főágában.

Eredményeimmel sikerült igazolni, hogy a cseresznyegarnéla és egyes vízi makroszkopikus gerinctelen taxonok gyakorisága a Hejő-patak vízgyűjtőjén található termálvízű és a főágban található természet közeli élőhelyeken eltér. Ennek oka lehet az egyes fajok egymás közti élőhely felosztása, az interspecifikus verseny csökkentése érdekében. Ugyanakkor a teljes makroszkopikus vízi gerinctelen közösség felmérésén túl a teljes táplálék

hálózat vizsgálatával lehetne meghatározni, hogy az egyes fajok milyen szerepet játszanak a víztest ökológiai hálózatában. Ezt támasztják alá a haltáplálék vizsgálatok is. A hat halfaj táplálék összetétel vizsgálatával is sikerült igazolni, hogy a cseresznyegarnéla mára nem csak a makroszkopikus vízi gerinctelen közösség domináns elemévé vált, de mivel nagy tömegben van jelen mind a Békás-tóban, mind a vizsgált vízfolyás szakaszok közül háromban, így jelentős táplálékforrás szinte valamennyi halfaj számára, melyek fogyasztanak gerinctelen szervezeteket. Azon belül is főleg azon fajok esetében jelentős a szerepe, mely nagy mennyiségben él a Békás-tóban (aranyhal, szúnyogirtó fogaspony), vagy inverivor szervezetként elsősorban gerinctelen taxonokat fogyaszt az adott víztestben (fejes domolykó, sügér, naphal).

Az inváziós cseresznyegarnéla, valamint a két őshonos hasadt lábú rák faj EHP kereztfertőzésének első hazai igazolása jelzi, hogy egy nem rég óta kimutatott és éppen csak az invázióját megkezdő faj egy nehezen kezelhető és összetett hatású betegség vektor szervezete lehet.

A diplomadolgozatomban bemutatott és szakirodalmi adatok alapján elvégzett inváziós kockázat becslés értékeinek megváltozása jól illusztrálja, hogy a legfrissebb ismeretanyagok alapján fontos az idegenhonos, inváziós kockázattal még az elején nem is rendelkező fajokat is időnként újra tesztelni. Azon inváziós fajok esetén pedig, melyek komoly problémákat okoznak, esetükben a megszerzett új ismeretek alapján a tesztelését akár évente érdemes elvégezni. Az így nyert eredményekkel segítve a fajok terjedését csökkentő döntési mechanizmusokat. A most elvégzett két vizsgálat között kicsivel több, mint hét év telt el. Az új elemzésnél felhasznált irodalmak időbeliségét és mennyiségét, valamint a saját eredményeim alapján minden idegenhonos fajok esetén a kockázat becsléseket minimum három évente újra el kellene végezni.

7. Összegzés

Diplomadolgozatom eredményeinek összesítése alapján elmondható, hogy a Pannon biogeográfiai régióban a biológiai inváziók, a természetes élőhelyek elvesztése, az urbanizáció és a klímaváltozás egyre nagyobb veszélynek teszi ki az itt található sérülékeny és sokszor egyedi élővilágot. A hazákban előforduló inváziós fajok közül a diploma dolgozatom kutatási témájaként a cseresznyegarnéla egyetlen hazai és egyben kárpát-medencei állományának vizsgálatával arra kerestem a választ, hogy milyen hatása van egy viszonylag kistestű gerinctelen taxonnak az általa kolonizált élőhelyekre és annak közösségére. A Hejő-patak vízgyűjtőjén végzett vizsgálatokkal sikerült igazolni a cseresznyegarnéla rendkívül összetett szerepét és hatását és jövőbeli kockázatait. A dolgozatomban bemutatott szaporodás- és populációbiológiai eredmények nem csak hazánk tekintetében, de korábbi vizsgálatokkal összehasonlítva is egyedülálló, mert sikerült igazolni a faj folyamatos szaporodását mind termálvíz terhelte, mind évszakos periódust követő víztestekben. Emellett számszerű adatokkal igazoltam egyes halfajok táplálék összetételében lévő szerepét, valamint sikerült kimutatni, hogy endoparazita vektor szervezetként is szerepe van a kolonizált víztestekben. A fővárosban felmért új állományok pedig a faj Duna hazai vízgyűjtőjén történő megjelenését igazolják. Ezek együttes hatására a faj inváziós kockázata nem csak hazánk, de a Kárpát-medence tekintetében is magas.

Irodalomjegyzék

AQEM & STAR Site Protocol (2002): www.eu-star.at. Protocols.

AQEM Consortium (2002): Manual for the application of the Aqem system: A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1. www.aqem.de/mains/products.php. 198 pp.

Bauer J, Jung-Schroers V, Teitge F, Adamek M, Steinhagen D. (2021): Association of the alga *Cladogonium* sp. with a multifactorial disease outbreak in dwarf shrimp (*Neocaridina davidi*). Diseases of Aquatic Organism 146: 1 07–115. <https://doi.org/10.3354/dao03625>

Bláha M., Weiperth A., Patoka J., Szajbert B., Balogh ER., Staszny Á., Ferincz Á., Lente V., Maciaszek R., Kouba A. (2022), The pet trade as a source of non-native decapods: the case of crayfish and shrimps in a thermal waterbody in Hungary. Environ Monit Assess. 194: 795

Bogárdi, J. (1971): Vízfolyások hordalékszállítás. Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 320.

Borics G. (szerk) (2020): A Víz Keretirányelvben megjelölt biológiai minősítő elemek mintavételére és az ökológiai állapotértékelés elvégzéséhez. Módszertani Kézikönyv. OVF, Budapest, 228 p. https://vizeink.hu/wp-content/uploads/2022/10/VGT3/hatteranyagok/6_1_hatteranyag_Biol_minosites_okopotencial.pdf

Botta-Dukát Z. (szerk.) (2017): Inváziós fajok terjedési útvonalainak átfogó elemzése és hazai értékelés. Kutatási zárójelentés. MTA Ökológiai Kutatóközpont, Vácrátót pp. 260.

Copp GH., Garthwaite R., Gozlan RE. (2005): Risk Identification and Assessment of Non-Native Freshwater Fishes: Concepts and Perspectives on Protocols for the UK. Cefas Science Technical Report. Lowestoft, UK: Cefas. www.cefas.co.uk/publications/techrep/tech129.pdf

Copp GH., Vilizzi L., Tidbury H., Stebbing PD., Tarkan AS., Moisse L., Gouletquer P., (2016): Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. Manag. Biol. Invas. 7, 343–350.

Csákó B. (2016): InfoJegyzet, Országgyűlés Hivatala, Közgyűjteményi és Közművelődési Igazgatóság, Képviselői Információs Szolgálat. 2016. október 21. Inváziós Fajok, 2016/57

Demeter Z., Gyulai P., Hoitsy Gy., Pongrácz Á., Szitta T. (2002): A Délkeleti-Bükk Természeti Értékei 19.

Dövényi Z. (2010): Magyarország Kistájainak katasztere 752-755.

- Duggan IC. (2011): *Aquaria, Encyclopedia of Biological invasions* 2011, 32–35.
- Erős T., Vörös J. (2017): Behurcolt és invazív állatok Magyarországon. Áttekintés a hazai idegenhonos és inváziós halak, kételtűek és hüllők jelenlegi helyzetéről. *Magyar Tudomány* 2017/4: 426–428.
- Filepné Kovács K., Bányai Zs., Dancsokné Fóris E., Weiperth A., Urbányi B., Valánszki I., Kollányi L. (2022): Helyi Ágazatközi Operatív Terv. Tájvédelem és tájfejlesztés a tervezett M2-es gyorsforgalmi út területén, Magyarországon: A T2.2 „Helyi Ágazatközi Operatív Tervek” elnevezésű vállalat rész, Duna Transznacionális Program DTP3-314-2.3 SaveGREEN projekt Gödöllő, Magyarország: Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem (2022), 74 p. MATER Press - Egyetemi Kiadványok ISBN: 9789636230357
- Forró L. (szerk.) (1997): Nemzeti-Biodiverzitás-monitorozó-Rendszer V. Rákok, szitakötők és egyenesszárnyúak. Magyar Természettudományi Múzeum, Budapest, pp: 44.
- Haraszty L. (szerk.) (2022): Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest. /Rosalia kézikönyvek 5./
- Harka Á., Szepesi Zs. (2007): A Hejő-patak vízrendszerének halfaunisztikai vizsgálata *Pisces Hungarici* I.: 113–117.
- Hoitsy M., Macaiszek R., Gál J., Zsuzsák Á. (2023): *Neocaridina davidi* garnélák (Bouvier, 1904) *Scutariella* férgességének magyarországi előfordulása. *Magyar Állatorvosok Lapja* 145: 351–358.
- Joshi J, Srisala J, Truong VH, Chen I-T, Nuangsaeng B, Suthienkul O, Lo CF, Flegel TW, Sritunyalucksana K, Thitamadee S (2014): Variation in *Vibrio parahaemolyticus* isolates from a single Thai shrimp farm experiencing an outbreak of acute hepatopancreatic necrosis disease (AHPND). *Aquaculture*: 428–429:297–302. <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2014.03.030>
- Lipták B., Zorić K., Patoka J., Kouba A., Paunović M. (2023): The aquarium pet trade as a source of potentially invasive crayfish species in Serbia. *Biologia* 78, 2147–2155.
- Lodge DM, Williams S, MacIsaac HJ, Hayes KR, Leung B, Reichard S, Mack RN, Moyle PB, Smith M, Andow DA, Carlton JT, McMichael A. (2006): Biological Invasions: Recommendations for U.S. Policy and Management. *Ecological Applications*, 16, 6, 2035–2054. <https://scholar.uwindsor.ca/biologypub/1047>
- Ludányi M., Petters ETHME., Kiss B., Roessink I.. (2016): Distribution of crayfish species in Hungarian waters. *Global Ecology and Conservation* 8: 254–262.
- Lukács AB., Weiperth A. Kiss-Lovas Á (2019): Gondatlanságból elszabaduló hódítók - Inváziós fajok a vizeinkben, *Természet Világa*, 2019.09.: 422–427

- Maciaszek R., Jablonska A., Hoitsy M., Prati S., Swiderek W. (2021): First record and DNA barcodes of non-native shrimp, *Caridina babaulti* (Bouvier, 1918) in Europe. The European Zoological Journal 88(1): 816–823.
- Mozsár A., Árva D., Józsa V., Györe K., Kajári B., Czeglédi I., Erős T., Weiperth A., Specziár A. (2021): Only one can remain? Environmental and spatial factors influencing habitat partitioning among invasive and native crayfishes in the Pannonian Ecoregion (Hungary), Science of the Total Environment, 770 (2021), 145240.
- Nagy GG., Czirák Z., Demeter A., Dóka R., Fadel N., Jónás B., Riskó A., Schmidt A., Sulyán P., Vácz O., Érdiné Szekeres R. (2020): Az európai uniós jegyzéken szereplő idegenhonos inváziós fajok terjedési útvonalainak magyarországi átfogó elemzése és értékelése, valamint a terjedési útvonalak cselekvési tervei. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság, Agrárminisztérium Természetmegőrzési Főosztály. pp: 121.
- Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific (2019): Fact sheet on Enterocytozoon hepatopenaei, a microsporidian parasite of shrimp. 26 November 2019 | 2872 Downloads | .zip | 1.71 MB | Hatchery and nursery, Health and welfare, Shrimp, China, India, Indonesia, Malaysia, Philippines, Thailand, Vietnam
- Ohtaka A, Gelder SR, Nishino M, Ikeda M, Toyama H, Cui y-D, He X-B, Wang H-Z, Chen R-B, Wang Z-y (2012): Distributions of two ectosymbionts, branchiobdellidans (Annelida: Clitellata) and scutariellids (Platyhelminthes: “Turbellaria”: Temnocephalida), on atyid shrimp (Arthropoda: Crustacea) in southeast China. Journal of Natural History 46: 1547–1556 <https://doi.org/10.1080/00222933.2012.692826>
- Peres-Neto PR., Legendre P., Dray S., Borcard D. (2006): Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. Ecology 87: 2614–2625.
- Podani J. (2001): SYN-TAX 2000. Computer Program for Data Analysis in Ecology and Systematics. Scientia Kiadó, Budapest, pp. 53.
- Prati S., Grabner D., Hupalo K., Weiperth A., Maciaszek R., Lipták B., Bojko J., Bérces F., Sures B. (2023): Invisible invaders: range expansion of feral *Neocaridina davidi* offers new opportunities for generalist intracellular parasites Biological Invasion (bírálat alatt).
- Somogyi D., Farkas Gy., Deák S., Nagy SA., Nyeste K., Antal L. (2019): A ponty (*Cyprinus carpio*) és az ezüstkárász (*Carassius gibelio*) kondíciójának vizsgálata egy termálvízzel ellátott állóvízi környezetben. Pisces Hungarici 13: 75–80.
- Szajbert B., Bátky G., Sevcsik A., Tóth B., Weiperth A. (2021): A márványrák (*Procambarus virginalis*) újabb hazai előfordulásai. Halászat 114/3: 99.

- Szendőfi B., Bérces S., Csányi B., Gábris V., Gál B., Gönye Zs., Répás E., Seprős R., Tóth B., A. Kouba, J. Patoka, Weiperth A. (2018): Egzotikus halfajok és decapodák a Barát- és Dera-patakban, valamint a torkolatuk dunai élőhelyein. *Pisces Hungarici* 12: 47–52.
- Szivák I. (2013): Az élőhelyi heterogenitás által indukált változások hegyvidéki kisvízfolyások vízirovar fajegyütteseinek taxonómiai és funkcionális szerkezetében. PhD értekezés, PTE, Pécs, pp. 122.
- Takács P., Czeglédi I., Ferincz Á., Sály P., Specziár A., Vitál Z., Weiperth A., Erős T. (2017): Idegenhonos halfajok Magyarországon és a Balaton vízgyűjtőjén: történeti áttekintés és recens elterjedési mintázatok. *Ecology of Lake Balaton / A Balaton ökológiája* 2017, 4: 1-23.
- Varga I., Fodor I., Bata K., Czirák Z., Érdiné Szekeres R., Váczi O. (2016): Természetvédelmi füzetek 1. Az inváziós fajokról dióhéjban. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság Kiadó. pp: 28.
- Varga Z. (2017): A biológiai invázió általános kérdései, *Magyar Tudomány*, 2017/4, 388-390.
- Vesely L., Ruokonen TJ., Weiperth A., Kubec J., Szajbert B., Guo W., Ercoli F., Bláha M., Buřič M., Hämäläinen H., Kouba A. (2021): Trophic niches of three sympatric invasive crayfish of EU concern. *Hydrobiologia*. 848: 727-237. <https://doi.org/10.1007/s10750-020-04479-5>
- Vilizzi L., Copp G.H., Hill J.E., Adamovich B., Aislabieb L., Aking D., Al-Faisal A.J., Almeida, D., Azmai, M.N.A., Bakiu, R., Bellati, A., Bernier, R., Bies, J.M., Bilge, G., Branco, P., Bui, T.D., Canning-Clodes, J., Ramos, H.A.C.R., Castellanos-Galindo, G.A.C., Castro, N., Chaichana, R., Chainho, P., Chan, J., Cunico, A.M., Curd, A., Dangehana, P., Dashinova, D., Davison, P.I., de Camargo, M.P., Dodd, J.A., Donahou, A.L.D., Edsman, L., Ekmekçia, F.G., Elphinstone-Davis, J., Erős, T., Evangelista, C., Fenwick, G., Ferincz, Á., Ferreira, T., Feunteun, E., Filiz, H., Forneck, S.C., Gajduchenko, H.S., Monteiro, J.G., Gestoso, I., Giannetto, D., Gilles, Jr. A.S., Gizzi, F., Glamuzina, F., Glamuzina, L., Goldsmit, J., Gollasch, S., Gouilletquer, P., Grabowska, J., Harmer, R., .Haubrock, P.J., He, D., Hean, J.W., Herczeg, G., Howland, K.L., Ilhan, A., Interesova, E., Jakubčinová, K., Jelmert, A., .Johnsen, S.I., Kakareko, T., Kanongdate, K., Killi, N., Jeoing-Eun, K., Kırankaya, S.G., Kňazovick, D. Kopecký, O., Kostov, V., Koutsikos, N., Koziz, S., Kuljanishvili, T., Kumar, B., Kumar, L., Kurita, Y., Kurtul, I., Lazzaro, L., Lee, L., Lehtiniemi, M., Leonardi, G., Leuven, S.E.W.R., Li, S., Lipinskaya, T., Liu, F., Lloyd, L., Lorenzoni, M., Luna, S.A., Lyons, T.J., Magellan, K., Malmstrøm, M., Marchini, A., Marr, S.M., Masson, J., Masson, L., McKenzie, H.H., Memedemin, D., Mendoza, R., Minchin,

- D., Miossec, L., Moghaddas, S.D., Moshobane, M.C., Mumladze, L., Naddafi, R., Najafi-Majd, E., Năstase, A., Năvodaru, I., Neal, J.W., Nienhuis, S., Nimtim, M., Noland, E.T., Occhipinti-Ambrogi, A., Ojaveer, H., Olenin, S., Olsson, K., Onikura, N., O'Shaughnessy, K., Paganelli, D., Parrettis, P., Patoka, J., Pavia, Jr. R.T.B., Pellitteri-Rosa, D., Pelletier-Rousseau, M., Peralta, E.M., Perdikaris, C., Pietraszewski, D., Piria, M., Pitois, S., Pompei, L., Poulet, N., Predac, C., Puntilla-Dodd, R., Qashqaei, A.D., Radočaj, T., Rahmani, H., Rajbu, S., Reeves, D., Ristovska, M., Rizevsky, V., Robertson, D.R., Robertson, P., Ruykys, L., Sabaj, A.O., Santos, J.M., Sarı, H.M., Segurado, P., Semenchenkoc, V., Senanan, W., Simard, N., Simonović, P., Skóra, M.E., Slovák Švolíková, K., Smeti, E., Šmídová, T., Špelić, I., Srèbalienè, G., Stasolla, G., Stebbing P., Števove. B., Sureshe. V.E., Szajbert, B., Kiu Anh. T.T., Tarkan, A.S., Tempesti, J., Therriault, T.W., Tidbury, H.J., Top-Karakuş, N.T., Tricarico, E., Troca, D.F.A., Tsiamise, K., Tucket, Q.M., Tutman, P., Uyan, U., Uzunova, E., Vardakas, L., Velle, G. Verreycken, H., Vintsek, L., Wei, H., Weiperth, A., Weyl, O.L.F., Winter, E.R., Włodarczyk, R., Wood, L.E., Yang, R., Yapıcı, S., Yeo, S.B.S., Yoğurtçuoğlu, B., Yunnice, A.L.E., Zhu, Y., Zięba, G., Žitňanová, K., Clarke, S. (2021): A global-scale screening of non-native aquatic organisms to identify potentially invasive species under current and future climate conditions. *Science of the Total Environment* 788 (2021) 147868. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147868>
- Vilizzi, L., M. Piria, D. Pietraszewski, O. Kopecký, I. Špelić, T. Radočaj, N. Šprem, Kieu Anh T. Ta, A.S. Tarkan, A. Weiperth, B. Yoğurtçuoğlu, O. Candan, G. Herczeg, N. Killi, D. Lemić, B. Szajbert, D. Almeida, Z. Al-Wazzan, U. Atique, R. Bakiu, R. Chaichana, D. Dashinov, Á. Ferincz, G. Flieller, A.S. Gilles Jr., P. Goulletquer, E. Interesova, S. Iqbal, A. Koyama, P. Kristan, S. Li, J. Lukas, S.D. Moghaddas, J.G. Monteiro, L. Mumladze, K.H. Olsson, D. Paganelli, C. Perdikaris, R. Pickholtz, C. Preda, M. Ristovska, K. Slovák Švolíková, B. Števove, E. Uzunova, L. Vardakas, H. Verreycken, H. Wei, G. Zięba (2022): Development and application of a multilingual electronic decision-support tool for risk screening non-native terrestrial animals under current and future climate conditions. *NeoBiota*, doi: 10.3897/neobiota.@@.84268
- Wang Y., Chen J., Na Y., Li X., Zhou J., Fang W., Tan H. (2023): *Ecytonucleospora hepatopenaei* n. gen. et comb. (Microsporidia: Enterocytozoonidae): A redescription of the *Enterocytozoon hepatopenaei* (Tourtip et al., 2009), a microsporidian infecting the widely cultivated shrimp *Penaeus vannamei*. *Journal of Invertebrate Pathology* 201, 107988.

- Weiperth A. (2022a): Cseresznyegarnéla *Neocaridina denticulata* (De Haan, 1844). In: Haraszthy L. (szerk.): Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 298–301.
- Weiperth A. (2022b): Cifrarák *Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817). In: Haraszthy L. (szerk.): Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 119–121.
- Weiperth A. (2022c): Márványrák *Procambarus virginialis* (Lyko, 2017). In: Haraszthy L. (szerk.): Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 115–117.
- Weiperth A. (2022d): Vörös mocsárrák *Procambarus clarkii* (Girard, 1852). In: Haraszthy L. (szerk.): Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 115–117.
- Weiperth A. (2022e): Ausztrál vörösollósrák *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868). In: Haraszthy L. (szerk.): Özönállatfajok Magyarországon. Duna–Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság – Külgazdasági és Külügyminisztérium, Budapest: 102–104.
- Weiperth A., Danyik T., Dukay I., Gál B. (2016): Új adatok az elevenszülőfogasponty-félék magyarországi elterjedéséhez. *Pisces Hungarici* 10: 71–76.
- Weiperth A., Gábris V., Danyik T., Farkas A., Kuriková P., Kouba A., Patoka J. (2019a): Occurrence of non-native red cherry shrimp in European temperate waterbodies: a case study from Hungary, *Knowledge and Management for Aquatic Ecosystems*, 2019, 420, 9
- Weiperth A., Gál B., Kuříková, P., Langorova, I., Kouba, A., Patoka, J. (2019b): Risk assessment of pet-traded decapod crustaceans in Hungary with evidence of *Cherax quadricarinatus* (von Martens, 1868) in the wild. *North-Western Journal of Zoology* 15(1): 42-47. e171303
- Weiperth A., Blaha M., Szajbert B., Seprős R., Bányai Zs., Patoka J., Kouba A. (2020a): Hungary: an European hotspot of non-native crayfish biodiversity. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 2020, 421, 43. <https://doi.org/10.1051/kmae/2020035>
- Weiperth A., A. Kouba, Csányi B., Danyik T., Farkas A., Gál B., Józsa V., J. Patoka, Juhász V., L. Pârvulescu, Mozsár A., Seprős R., Staszny Á., Szajbert B., Ferincz Á. (2020b): Az idegenhonos tízlábú rákok (Crustacea: Decapoda) helyzete Magyarországon. *Halászat* 113(2): 61–69.

Internetes hivatkozások:

http1: A természetről és védelméről felhőkből (2023.09.) <http://temesigeza-termeszet-vedelme.nhmus.hu/cikkek/hirek-2016/index.html>

http2: Természetvédelem (2023.09.) <https://termeszetvedelem.hu/idegenhonos-invazios-fajok-jogszabalyi-vonatkozasai-eu-s-jegyzek/>

http3: Szombathelyi Televízió (2023.09.) <https://www.tvszombathely.hu/hirek/113108>

http4: Idegenhonos inváziós fajok tudásbázisa (2023.09.)

<http://www.invaziosfajok.hu/hu/hirek/idegenhonos-tizlabu-rakok-okologiai-hatasai-magyarorszag-vizi-eletkozossegekre>

http5: <https://akvaguru.hu/index.php?mit=220>

http6: <https://thefishsite.com/articles/how-salinity-impacts-ehp-in-whiteleg-shrimp>

HALLGATÓI NYILATKOZAT

A diplomadolgozat nyilvános hozzáféréséről és eredetiségéről

A hallgató neve: Bérces Fanni
A Hallgató Neptun kódja: J3XDPX
A dolgozat címe: A cseresznyegarnéla (*Neocaridina denticulata*)
invázióbiológiai vizsgálata a Hejő-patak vízrendszerében
A megjelenés éve: 2023
A konzulens intézetének neve: Akvakultúra és Környezetbiztonsági Intézet
A konzulens tanszékének a neve: Természetesvízi Halökológiai Tanszék

Kijelentem, hogy az általam benyújtott diplomadolgozat egyéni, eredeti jellegű, saját szellemi alkotásom. Azon részeket, melyeket más szerzők munkájából vettem át, egyértelműen megjelöltem, és az irodalomjegyzékben szerepeltettem.

Ha a fenti nyilatkozattal valótlan állítottam, tudomásul veszem, hogy a záróvizsga-bizottság a záróvizsgából kizár és a záróvizsgát csak új dolgozat készítése után tehetek.

A leadott dolgozat, mely PDF dokumentum, szerkesztését nem, megtekintését és nyomtatását engedélyezem.

Tudomásul veszem, hogy az általam készített dolgozatra, mint szellemi alkotás felhasználására, hasznosítására a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem mindenkor szellemi tulajdon-kezelési szabályzatában megfogalmazottak érvényesek.

Tudomásul veszem, hogy dolgozatom elektronikus változata feltöltésre kerül a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem könyvtári repozitori rendszerébe. Tudomásul veszem, hogy a megvédett és

- nem titkosított dolgozat a védést követően
- titkosításra engedélyezett dolgozat a benyújtásától számított 5 év eltelte után nyilvánosan elérhető és kereshető lesz az Egyetem könyvtári repozitori rendszerében.

Kelt: 2023. év 11. hó 13. nap



Hallgató aláírása

TÉMAVEZETŐI NYILATKOZAT

Bérces Fanni_(név) (hallgató Neptun azonosítója: **J3XDPX**) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a diplomadolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A diplomadolgozatot a záróvizsgán történő védeésre **javaslom** / nem javaslom².

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen / **nem**^{*3}

Kelt: Budapest, 2023_év november_hó 13. nap



Dr. Weiperth András
tudományos főmunkatárs
MATE AKI THT
belső konzulens